



HAL
open science

**Pour une analyse des impacts du changement climatique
sur l'hydrologie urbaine : Modélisation
hydro-microclimatique de deux bassins versants
expérimentaux de l'agglomération nantaise**

Xenia Stavropulos-Laffaille

► **To cite this version:**

Xenia Stavropulos-Laffaille. Pour une analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie urbaine : Modélisation hydro-microclimatique de deux bassins versants expérimentaux de l'agglomération nantaise. Génie civil. École centrale de Nantes, 2019. Français. NNT : 2019ECDN0007 . tel-02120908

HAL Id: tel-02120908

<https://theses.hal.science/tel-02120908v1>

Submitted on 6 May 2019

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.

THESE DE DOCTORAT DE

L'ÉCOLE CENTRALE DE NANTES
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

ECOLE DOCTORALE N° 602
Sciences pour l'Ingénieur
Spécialité : *Génie civil*

Par

Xenia Elena STAVROPULOS-LAFFAILLE

Pour une analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie urbaine : Modélisation hydro-microclimatique de deux bassins versants expérimentaux de l'agglomération nantaise

Thèse présentée et soutenue à Bouguenais, le 31 janvier 2019

Unité de recherche : Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (IFSTTAR), Département Géotechnique, Environnement, Risques naturels et Sciences de la terre (GERS), Laboratoire Eau et Environnement (LEE)

Rapporteurs avant soutenance :

Sylvain Dupont	Directeur de Recherche, INRA
Gislain Lipeme-Kouyi	Maître de Conférence, INSA Lyon

Composition du Jury :

Président :	Patrick Launeau	Professeur, Université de Nantes
Examineurs :	Ghassan Chebbo Boud Verbeiren Isabelle Calmet	Directeur de Recherche Développement Durable, ENPC Enseignant-Chercheur, VUB Enseignant-Chercheur, ECN
Directeur de thèse :	Hervé Andrieu	Chercheur Senior, IFSTTAR
Encadrant de thèse :	Katia Chancibault	Chargée de Recherche Développement Durable, IFSTTAR

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, un grand merci à Katia Chancibault et Hervé Andrieu, qui m'ont encouragé et accompagné durant ces trois ans de thèse. Ce fut un plaisir de travailler avec une équipe comme la vôtre. Je suis très reconnaissante de la confiance que vous m'avez accordée et des discussions scientifiques et professionnelles enrichissantes et intéressantes. Ainsi ce travail de thèse a été une aventure inoubliable que je n'échangerais pour rien au monde.

Je tiens également à remercier Messieurs Sylvain Dupont et Gislain Lipeme-Kouyi qui ont accepté d'être mes rapporteurs ainsi que tous les membres de mon jury : Mme Isabelle Calmet, M. Boud Verbeiren, M. Chebbo Gassin et M. Patrick Launeau. Je leur suis très reconnaissante de l'intérêt qu'ils ont accordés à ma thèse et des discussions riches et pertinentes lors de ma soutenance de thèse.

Je remercie également Olivier Payrastra et François Bourgin qui m'ont donné la chance de me réinvestir dans mon ancien sujet de stage sur les crues éclair et de pouvoir rester un peu plus longtemps dans le laboratoire Eau et Environnement.

Quel plaisir d'avoir pu travailler dans ce laboratoire ! Merci à tous les collègues pour la convivialité, la bonne humeur et l'ambiance professionnelle très agréable. Ici, j'ai pu entretenir des relations professionnelles respectueuses et bienveillantes, mais également des amitiés précieuses. Une pensée particulière aux sportives avec lesquelles j'ai enfin apprécié de courir : Anaïs Coulon, Marie-Laure Mosini, Fabrice Rodriguez, Liliane Jean-Soro, Mathieu Goriaux, Emmanuel Kouadio et François Bourgin. Je pense également à Laurent Lebouc qui a ensoleillé mes journées lors de ces nombreuses ballades dans le couloir, à Alexandra Mosset pour son aide avec ORBISGIS et à Laetitia Pineau dans son « aquarium » où elle m'a donné de précieux conseils concernant BRIGADoON. Merci à Véronique Ruban pour sa direction professionnelle et chaleureuse de ce laboratoire. Eric Gaume, ich danke dir für die interessanten Diskussionen in meiner (unserer) Muttersprache.

Un grand merci également à mes confrères et -sœurs d'avoir partagé le tour de rollercoaster des ups and downs de la thèse : Azin Omrani, Alexandre Fardel qui m'ont accompagné pendant ces trois années de thèse ou bien Stéphane Batany, Jérôme Raimbault, Emmanuel Kouadio, Nabil Hocini, Clarisse Abiven et Alice Kohli qui ont fait un

bout de chemin avec moi. Pour ceux ou celles qui ne sont pas encore arrivés au bout, je vous souhaite le meilleur pour votre thèse et pour votre soutenance. Last but not least, une grande pensée à mon ancien collègue de bureau, Guillaume Le Bihan, qui m'a fait découvrir le chocolat, le bio et bien sûr tous les joies d'une collocation hors du commun. Il faut avouer, c'est un sacré bonhomme nantais, qui a tout mon respect et mon amitié.

Merci également aux personnes qui ont fait un bout de chemin avec moi au laboratoire : Je pense particulièrement à Anaïs Coulon, Melissa Delamain, Wendy Arnould, Kilyan Auffret, Carla Beauvais, Zineb Lotfi, Simon Lery. Vous avez marqué ma vie professionnelle comme privée.

The Beatles were right : « I get by with a little help from my friends ». Merci à mes chers amis lointains et en France (spécialement à Lisa Zarnhofer, Sebastian Fiderer, Trija Vayda Shresta, Prajol Shresta, Justina Cush, Houda Belgacem, Pierre-Yves Donias, Aurore Delobbeau, Hélène et Sébastien Cheret). Thank you for being an important part of my story!

Enfin, je remercie chaleureusement ma famille française (Maryvonne, Bernard, Maud, Eric, Alexandre, Corinne) qui m'a soutenue et qui était toujours là pour moi d'une manière ou d'une autre. Merci à mes trois hommes d'amour (Jean-Martin, Elias, Félix). Ma vie serait bien triste sans vous et vos beaux sourires.

An meine Eltern, Birgit und Jörg Stavropulos: Meinen Erfolg, mein Ausdauervermögen, meine Liebe zum Detail, meine Kreativität und meine Lebensfreude verdanke ich euch. Ihr habt immer an mich geglaubt, mich gefördert, ermutigt und unterstützt. Ohne euch wäre die Doktorarbeit nicht möglich gewesen. Ihr seid mein Dreamteam, meine Freunde, meine Herkunft und mein Vorbild für die Zukunft. Wenn man euch braucht, dann seid ihr zur Stelle und helft tatkräftig mit, auch wenn es manchmal kompliziert wird. Ein Kind kann sich nur solche Eltern wünschen! Auch wenn uns heute 1600 km voneinander trennen, Liebe ist grenzenlos! Ihr seid und bleibt immer in meinen Gedanken und meinem Herzen.

A mes amours, an meine Liebsten, to my loved ones!

TABLE DES MATIÈRES

Remerciements	i
Table des Matières.....	iii
Liste des Figures.....	xi
Liste des Tableaux	xxv
Liste des Notations.....	xxix
Introduction générale.....	1
Plan de la thèse.....	3
Chapitre 1. Etat de l'art.....	5
1.1. Introduction	5
1.2. L'environnement urbain.....	6
1.2.1. Caractérisation de l'environnement urbain	8
1.2.2. Les bassins versants urbains	9
1.3. Le changement global et ses impacts sur les bilans hydriques et énergétiques urbains.....	11
1.3.1. L'urbanisation.....	11
1.3.2. Le changement climatique	15
1.4. Les stratégies d'adaptation	18
1.4.1. Intégration de la végétation en ville	18
1.5. L'étude d'impact.....	20
1.5.1. Les spécificités de la modélisation urbaine dans le contexte hydro-microclimatique	21
1.5.1.1. Quelle échelle ? - Discrétisation temporelle et spatiale	22
1.5.1.2. Quel régime ? – Extrême ou continu	22
1.5.1.3. Quels processus ? - Avec quel détail ?	22
1.5.2. Les modèles urbains pour l'eau et l'énergie	24

1.5.2.1.	Modèles hydrologiques	25
1.5.2.2.	Modèles microclimatiques.....	26
1.5.2.3.	La question d'existence des modèles hydro-microclimatiques ?	26
1.6.	La Plateforme de modélisation SURFEX	28
1.6.1.	L'évolution des schémas de surface TEB et ISBA : vue panoramique	30
1.6.1.1.	ISBA (Interaction-Sol-Biosphère-Atmosphère).....	30
1.6.1.2.	TEB – Town Energy Balance	32
1.6.1.2.1.	Amélioration de la composante hydrologique de TEB.....	34
1.6.1.2.2.	Amélioration de la composante énergétique de TEB	35
1.6.1.2.3.	TEB-BEM	35
1.6.1.2.4.	TEB-Veg.....	35
1.6.1.2.5.	TEB-GREENROOF	36
1.6.1.2.6.	TEB-Tree Canopy.....	37
1.6.1.2.7.	TEB-Générateur du climat urbain spatialisé.....	38
1.6.1.2.8.	TEB-Hydro - un modèle hydro-microclimatique urbain	38
1.7.	Critères d'évaluation utilisés lors de ce travail.....	43
1.8.	Méthodologie de la thèse	45
1.8.1.	Objectif de la thèse	45
1.8.2.	Choix de l'outil de modélisation.....	47
Chapitre 2. Etudes de cas.....		49
2.1.	Introduction	49
2.2.	Présentation de Nantes Métropole.....	49
2.3.	Sites expérimentaux urbains.....	55
2.3.1.	Présentation générale du petit bassin versant de Rezé	56
2.3.1.1.	Données physiographiques.....	57
2.3.1.1.1.	Occupation du sol.....	57
2.3.1.1.2.	Hydrogéologie, pédologie	58
2.3.1.1.3.	Caractéristiques hydrologiques.....	59

2.3.1.2.	Données observées in-situ.....	60
2.3.1.2.1.	Régime pluviométrique entre 1993 et 1998.....	60
2.3.1.2.2.	Régime hydrologique entre 1993 et 1998	62
2.3.2.	Présentation générale du secteur est de Nantes	64
2.3.2.1.	Le bassin versant de Pin Sec.....	65
2.3.2.1.1.	Occupation du sol	66
2.3.2.1.2.	Géologie, pédologie	66
2.3.2.1.3.	Réseaux hydrographiques	67
2.3.2.2.	Données hydro-climatiques observées in-situ	69
2.3.2.2.1.	Régime pluviométrique entre 2008 et 2017.....	69
2.3.2.2.2.	Régime hydrologique du Pin Sec	71
2.3.2.2.3.	Régime microclimatique du site Pin Sec	74
2.3.2.3.	Données spatiales	80
2.3.2.3.1.	Limites existantes du bassin	80
2.3.2.3.2.	Occupation du sol	81
2.3.2.3.3.	Parcelles et réseau d'assainissement	81
2.3.3.	Le site de la station météorologique de Météo-France	81
2.3.4.	Analyse de la distribution spatiale des données hydro-climatiques sur Nantes	85
2.3.4.1.	Comparaison spatiale des données pluviométriques.....	86
2.4.	Conclusion	88
Chapitre 3. TEB-Hydro – nouveaux développements.....		89
3.1.	Introduction	89
3.2.	Les développements récents dans le cadre de ce travail	90
3.2.1.	Echange horizontal (Th) des teneurs en eau intra-maille	91
3.2.2.	Drainage de l'eau du sol par les réseaux d'assainissement (I_{sew}).....	93
3.2.3.	Drainage profond (D^*).....	94
3.2.4.	Zone racinaire	95

3.3.	Configuration du modèle pour la modélisation – Etude du cas de Rezé.....	97
3.3.1.	Récapitulatif des caractéristiques physiographiques du bassin versant de Rezé	97
3.3.2.	Période de simulations.....	99
3.3.3.	Données de forçage.....	99
3.4.	Etape de l'analyse de sensibilité et du calage hydrologique.....	100
3.4.1.	Etude de sensibilité.....	100
3.4.1.1.	Méthode d'analyse de sensibilité	101
3.4.1.2.	Identification des paramètres à considérer et détermination de leur domaine de validité	104
3.4.1.2.1.	La capacité maximale de rétention du réservoir de surface des voiries ($W_{max, rdsurf}$) et des toitures ($W_{max, rfsurf}$)	104
3.4.1.2.2.	Le paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau (I_p)	105
3.4.1.2.3.	Le taux d'infiltration à travers la voirie (I_{rd})	105
3.4.1.2.4.	La fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau (f_{con}).....	105
3.4.1.2.5.	La longueur de rugosité dynamique de la ville (z_0)	106
3.4.1.2.6.	La fraction de sable (f_{sand}) et d'argile (f_{clay}) de la texture du sol	106
3.4.1.2.7.	La constante de temps du transfert latéral (τ)	107
3.4.1.2.8.	Le coefficient de recharge en cas du drainage profond limité ($Crech$)	107
3.4.1.3.	Corrélations potentielles entre les paramètres	108
3.4.1.4.	Identification des variables de sortie	110
3.4.1.5.	Discussion des résultats	110
3.4.1.5.1.	Sensibilité de la variable de sortie R_{town}	112
3.4.1.5.2.	Sensibilité de la variable de sortie R_{sew}	114
3.4.1.5.3.	Sensibilité de la variable de sortie $W_{gdngr, 1}$	115
3.4.1.5.4.	Sensibilité de la variable de sortie $W_{rdgr, 10}$	116

3.4.1.5.5.	Sensibilité aux interactions de quatre paramètres	117
3.4.2.	Calage du modèle sur le bassin versant de Rezé	119
3.4.2.1.	Méthode de calage	119
3.4.2.2.	Discussion des résultats du calage et évaluation hydrologique du modèle	120
3.4.2.3.	Conclusion du calage et de l'évaluation hydrologique	124
3.5.	Evaluation des développements récents	126
3.5.1.	Echange horizontal des teneurs en eau intra-maille (Th)	126
3.5.2.	Drainage de l'eau du sol par les réseaux d'assainissement (I_{sew}).....	127
3.5.3.	Drainage profond	128
3.5.4.	Zone racinaire	129
3.5.5.	Confrontation de la nouvelle version du modèle à la version antérieure Chancibault et al. (2015)	130
3.6.	Conclusion	133
Chapitre 4.	Evaluation du modèle dans un contexte hydrologique et énergétique	135
4.1.	Introduction	135
4.2.	Configuration du modèle – Etude de cas du bassin versant du Pin Sec.....	136
4.2.1.	Préparation des données spatiales relatives à la modélisation.....	137
4.2.1.1.	Délimitation du bassin versant de Pin Sec pour la modélisation – entité entière	138
4.2.1.1.1.	Bâtiments.....	139
4.2.1.1.2.	Voirie :	140
4.2.1.1.3.	Végétation :	140
4.2.1.1.4.	Réseaux d'assainissement :	141
4.2.1.2.	Délimitation du bassin versant de Pin Sec pour la modélisation – entité divisée	142
4.2.2.	Données supplémentaires pour la modélisation indépendante de la délimitation du bassin.....	142
4.2.2.1.	Profondeur du réseau	142

4.2.2.2.	Taux de connexion des surfaces imperméabilisées	142
4.2.2.3.	LAI et hauteur de la végétation haute	143
4.2.2.4.	Propriétés des bâtiments :	143
4.2.2.5.	Texture du sol.....	143
4.2.3.	Synthèse des caractéristiques physiographiques du bassin versant du Pin Sec – entité entière	144
4.2.4.	Synthèse des caractéristiques physiographiques du bassin versant du Pin Sec divisé	145
4.2.5.	Période de simulations.....	146
4.3.	Calage du modèle sur le bassin versant du Pin Sec	147
4.3.1.	Configuration du calage	147
4.3.2.	Critères d'évaluation pour le calage et pour l'évaluation hydrologique du modèle	148
4.3.3.	Résultats et discussion	148
4.4.	Evaluation hydrologique classique	151
4.4.1.	Débit total dans le réseau d'assainissement	151
4.4.2.	Débit dans le réseau d'assainissement dû à l'infiltration d'eau du sol	153
4.4.3.	Humidité du sol.....	155
4.4.4.	Conclusion de l'évaluation hydrologique classique	156
4.5.	Evaluation hydro-énergétique	157
4.5.1.	Footprint	158
4.5.1.1.	Contrôle de la qualité des données.....	159
4.5.1.2.	Données après la méthode de footprint FSAM.....	160
4.5.1.3.	Choix des footprint pertinents pour le bassin versant du Pin Sec....	161
4.5.2.	Flux de chaleur latente et sensible.....	163
4.5.2.1.	Evaluation des flux de chaleur sans prise en compte du footprint ...	164
4.5.2.2.	Evaluation des flux de chaleur avec méthode de footprint (méthode 2)	171
4.5.2.3.	Evaluation des processus hydro-énergétiques.....	176

4.5.2.4.	Bilan hydrologique	182
4.5.3.	Conclusion de l'évaluation hydro-énergétique	182
Chapitre 5. Application du modèle dans le contexte du changement climatique.....		185
5.1.	Introduction	185
5.2.	Contexte et problématique	186
5.2.1.	Les études d'impact	186
5.2.2.	Les scénarios climatiques	189
5.2.3.	La désagrégation	190
5.2.4.	Problématique de ce travail	192
5.3.	Méthodologie	193
5.3.1.	Chroniques d'observation.....	195
5.3.2.	Méthode de caractérisation - classement en Types de temps (TT)	195
5.3.3.	Reconstruction des chroniques horaires	196
5.3.4.	Méthode d'évaluation	197
5.3.4.1.	Quantiles des données climatiques.....	198
5.3.4.2.	Distribution théorique de fréquence des données hydrologiques	198
5.4.	Application de la méthode de désagrégation au bassin versant du Pin Sec..	199
5.4.1.	Chroniques d'observations.....	199
5.4.2.	Méthode de caractérisation – classement en types de temps	200
5.4.3.	Reconstruction des chroniques horaires	203
5.5.	Evaluation de la méthode de désagrégation.....	203
5.5.1.	Comparaison des chroniques de forçage	204
5.5.1.1.1.	Précipitations	204
5.5.1.2.	Température	207
5.5.1.3.	Humidité.....	209
5.5.1.4.	Conclusion	210
5.5.2.	Comparaison des variables hydrologiques simulées avec TEB-Hydro ...	211
5.5.2.1.	Débit total dans le réseau d'assainissement	212

5.5.2.2.	Débit d'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement	214
5.5.2.3.	Débit de ruissellement de surface	216
5.5.2.4.	Flux de chaleur latente ou évapotranspiration.....	217
5.5.2.5.	Conclusion.....	219
5.6.	Discussion générale de l'application de la méthode de désagrégation par TT en projection.....	219
5.7.	Conclusion.....	221
Conclusion générale et Perspectives		223
Synthèse générale		223
Principaux résultats		224
Perspectives.....		227
Bibliographie		231

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Exemple de l'environnement urbain, à la Station Ochanomizu à Tokyo, photo prise par Justin Choulochas (http://www.mheu.org/ , consulté en juin 2018)	6
Figure 2 : Schéma d'un bassin versant urbain et influence de l'environnement urbain sur le cycle de l'eau d'après Salvadore et al. (2015).	9
Figure 3 : Délimitations d'un bassin versant péri-urbain en fonction du temps sec ou du temps de pluie. Les surfaces en gris foncé représentent des sous-bassins urbains, les surfaces pointillées représentent les sous-bassins connectés au réseau hydrographique naturel via des déversoirs d'orage (Jankowfsky et al., 2013).....	10
Figure 4 : Comparaison du cycle de l'eau en environnement naturel et urbain (WMO, 2012)	13
Figure 5: Exemple de l'évolution diurne des températures de l'air en centre-ville et en zone résidentielle à Toulouse le 25 février 2005 pendant la campagne CAPITOUL (2004-2005) (Pigeon et al., 2008).	15
Figure 6: L'évolution de la température moyenne annuelle à l'échelle de la France métropolitaine : écart à la période de référence 1961-1990 et moyenne glissante (http://www.meteofrance.fr , consulté en juillet 2018)	16
Figure 7 : Augmentation potentielle de nombre des nuits tropicales (température minimale > 20°C) et des jours chauds (température maximale > 35°C) pour les conditions climatiques historiques et futur d'après EEA (2012).	17
Figure 8: Schémas représentant le bilan énergétique des différents modèles selon différents niveaux de complexités. Q^* est le rayonnement net incident, QH est le flux de chaleur sensible, QE le flux de chaleur latente, QF le flux anthropique, et ΔQS le stockage du flux de chaleur (Grimmond et al., 2011 ; Best et Grimmond, 2014)	23
Figure 9: Conception du modèle WEP selon Jia et al. (2001).....	27
Figure 10: Représentation du schéma de la plateforme de modélisation SURFEX (CNRM Météo-France, https://www.umr-cnrm.fr/surfex/spip.php?rubrique141 , consulté en février 2018).....	29
Figure 11 : La représentation verticale du sol des versions de Force-Restore à 2 couches (ISBA-2L) et à 3 couches (ISBA-3L) et de la version de diffusion explicite sous forme de	

multicouches (ISBA-DF). Avec T la température, w la teneur en eau, G et F respectivement le flux thermique et hydrique à des niveaux différents z, s la surface et j le numéro de la couche en question. (Boone, 2000).....	31
Figure 12: Schéma d'options du modèle ISBA adapté de www.umr-cnrm.fr	32
Figure 13: Représentation des surfaces artificielles et des variables pronostiques dans TEB ; avec T la température, W la teneur en eau de surface respectivement à la fraction de la couverture en eau liquide δr et en neige $\delta snow, r$ (Masson, 2000). Les indices R, w et r font respectivement référence aux surfaces toit, mur et route. Ce schéma est un exemple avec 3 couches de matériaux pour chacune des surfaces.....	33
Figure 14 : Comparaison de la représentation de la rue canyon de TEB-Veg (à gauche) et de TEB couplé avec ISBA (à droite) (Lemonsu et al., 2012).....	36
Figure 15: Schéma des différents développements autour du modèle TEB	37
Figure 16: Schéma du générateur du climat urbain selon a) Bueno et al. (2013) et b) Le Bras et Masson (2015). (Le Bras et Masson, 2015)	38
Figure 17: Schéma des processus hydrologiques du modèle TEB-Hydro d'après Stavropoulos-Laffaille et al. (2018). P pour la précipitation ; E pour l'évapotranspiration ; R pour le ruissellement ; f pour une fraction ; I pour l'infiltration ; W pour la teneur en eau ; T pour le transfert horizontal et vertical et D pour le drainage profond ; les indices « rf, rd, gdn, bld, sew et con » sont respectivement pour « roof, road, garden, building, sewer et connexion » et les exposants « surf et gr » sont respectivement pour « surface et ground ».....	40
Figure 18: Schéma général du déroulement de la thèse	46
Figure 19: Graphiques représentant a) les précipitations, les températures maximale et minimale et b) l'ensoleillement mensuel moyen pour la période entre 1981 et 2010 à la station météorologique de Météo-France à Bouguenais, http://www.meteofrance.com/climat/france/nantes/44020001/normales (consulté en février 2018).....	50
Figure 20: Carte Géologique de la Bretagne (BRGM : http://www.brgm.fr/ , consulté en janvier 2018).....	51
Figure 21: Représentation de Nantes Métropole, avec ses 24 communes et les axes drainants principales (https://plum.nantesmetropole.fr , consulté en janvier 2018).	52
Figure 22: Présentation des 5 volets du projet VegDUD regroupant ses objectifs généraux (Musy et al., 2014).	54

Figure 23: Représentation des bassins versants urbains et péri-urbains de l'ONEVU (Rodriguez et al.,2013) ; les rectangles rouges désignent les sites expérimentaux issus de ce travail de thèse	56
Figure 24: Le site expérimental de Rezé d'après Berthier (1999) et Berthier et al. (1999) avec les limites des bassins versants P13 et P5, les types de surfaces et les différents points de mesures.....	57
Figure 25: Etude granulométrique d'un échantillon de sol sur le site de Rezé selon Dupont (2001)	58
Figure 26: Histogramme du coefficient d'écoulement observé sur le bassin versant de Rezé entre 1991 et 1997 d'après Berthier (1999).....	59
Figure 27: Résumé des données disponibles entre 1991 et 1996 selon Berthier (1999)	60
Figure 28: a) Cumul pluviométrique annuel sur la période 1993 et 1998 et b) Cumul pluviométrique mensuel moyenné sur la même période et c) Cumul pluviométrique mensuel pour chaque année. Données dérivées de la base de données de REZE.....	61
Figure 29: Débit observé (noir épais) et simulé (noir fin) par Berthier (1999) dans le réseau d'eau usée suite aux infiltrations d'eau du sol, pour les hivers 1993/94, 1994/95 et 1996/97 au pas de temps journalier d'après Berthier (1999)	62
Figure 30: Débit observé en réseau d'eau pluviale a) Hauteur écoulee annuelle sur la période 1993 et 1998 et b) Hauteur écoulee mensuelle moyenné sur la même période et c) Hauteur écoulee mensuelle pour chaque année en mm.....	63
Figure 31: Occupation du sol du secteur est de Nantes selon la base de données FluxSAP et déterminée lors du projet VegDUD par Furusho (2012).....	64
Figure 32: Localisation des bassins versants urbains instrumentés au sein de l'ONEVU sur le secteur est de Nantes selon Rodriguez et al. (2013).....	64
Figure 33: Représentation du bassin versant hydrologique (limite noir épaisse) et urbain (limite noir fine) du Pin Sec avec les points d'instrumentation et les deux réseaux d'assainissement (Le Delliou, 2009).....	65
Figure 34: Formation géologique du bassin versant hydrologique du Pin Sec d'après Le Delliou (2009).....	67
Figure 35: Distribution des coefficients d'écoulement entre 2009 et 2012 pour 236 évènements pluvieux d'après Rodriguez et al. (2013).	68
Figure 36: Bilan hydrologique du bassin versant du Pin sec de l'année 2010, toutes les valeurs sont exprimées en pourcentage de la pluie brute (Jankowfsky, 2012).....	69

Figure 37: a) Cumul pluviométrique annuel sur la période entre 2008 et 2017 ; b) Cumul pluviométrique mensuel moyenné sur la même période et c) Cumul pluviométrique mensuel pour chaque année pour les trois pluviomètres « Dunant, Perray et Halvèque ». 70

Figure 38 : Débit observé en réseau d'eau pluviale a) Hauteur écoulee annuelle sur la période janvier 2010 et décembre 2012 (en bleu) et sur la période janvier 2013 et décembre 2016 (vert) b) Hauteur écoulee mensuelle moyennée sur la période 2010-2012 (bleu) et 2013-2016 (vert) et c) Hauteur écoulee mensuelle pour chaque année en mm. 72

Figure 39: Bassin versant urbain du Pin Sec : comparaison de la hauteur d'eau mesurée dans le réseau d'eau pluviale (ligne bleu) et le niveau piézométrique enregistré par le piézomètre PzPS sur l'année 2007 (ligne rose) selon Rodriguez et al. (2013). 73

Figure 40: Relations entre le débit de base dans les deux réseaux d'eaux pluviales et usées et les niveaux piézométriques du bassin versant du Pin Sec hors temps de pluie entre septembre 2006 et septembre 2007 (Rodriguez et al., 2018). Les valeurs observées (points noirs) et les valeurs simulées avec le modèle URBS (points gris) sont affichées. 74

Figure 41 : Température moyennée par trimestre pour l'année 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert). 75

Figure 42: Moyenne mensuelle de la température [°C] pour l'année 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert). 75

Figure 43 : Rose des vents pour la période entre 2010 et 2012. La direction du vent est présentée en fonction des classes de vent à un intervalle de 2 m.s⁻¹. 76

Figure 44 : a) Distribution de la direction du vent et b) Distribution de la vitesse du vent pour la période entre 2010 et 2012. 77

Figure 45 : Non-disponibilité des données de flux de chaleur latente (LE) et sensible (H) pour les années 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert). 77

Figure 46 : Exemple d'une chronique des flux de chaleur latente observés (LE) en [W.m²] du premier trimestre 2010 entre janvier 2010 et mars 2010. 78

Figure 47 : Exemple d'une chronique des flux de chaleur latente observés (LE) en [W.m²] du troisième trimestre 2010 entre juillet 2010 et décembre 2010. 78

Figure 48 : Formes typiques des zones sources en fonction de la stabilité atmosphérique (Schmid, 1994 ; Mcharrat, 2015) 79

Figure 49 : Représentation de la zone de source et sa relation avec la fonction décrivant le poids de la source (Schmid, 1994)	80
Figure 50: Localisation de la station météorologique de Météo-France à l'aéroport Nantes-Atlantique (triangle vert) et des bassins versants de l'ONEVU (en vert le BV de la Chézine, en rouge le BV de Gohards ruisseau) ; en bas à droite : zoom sur le BV de Gohards ruisseau avec à l'intérieure le BV de Gohards/Médiathèque (jaune), le BV de Jule Verne (rose) et le BV de Pin Sec (bleu). (Journal annuel de l'ONEVU, 2016).....	82
Figure 51 : Données à pas de temps horaire manquantes (rouge) à la station météorologique de Météo-France à Bouguenais sur la période 2008-2017. RR pour la précipitation, PS pour la pression, DD pour la direction du vent, GLO pour le rayonnement global.	84
Figure 52 : Données à pas de temps horaire manquantes (rouge) à la station météorologique de Météo-France à Bouguenais sur la période 2008-2017. T pour la température, FF pour la vitesse du vent, U pour l'humidité, N pour la nébulosité.	85
Figure 53: Cumul pluviométrique annuel à la station météorologique à Bouguenais et aux pluviomètres de Dunant, Perray, Halvèque et Sautron situés en ville entre 2006 et 2016 d'après Brochet (2017). Les colonnes hachurées représentent des chroniques rejetées de l'analyse à cause d'un manque de données trop important.	86
Figure 54: Cumul pluviométrique annuel et écarts entre la station météorologique à Bouguenais et la moyenne aux pluviomètres de Dunant, Perray, Halvèque situés en ville entre 2006 et 2016 d'après Brochet (2017). Les colonnes hachurées représentent des chroniques rejetées de l'analyse à cause d'un manque de données trop important.	87
Figure 55: Distribution événementielle à la station météorologique à Bouguenais (en rouge) et au moyen de trois pluviomètres situés au Pin Sec (en bleu) entre 2008 et 2016. Classement en fonction du cumul pluviométrique (tous les 5 mm). Il est à noter qu'un événement pluviométrique est pris en compte à partir d'un cumul supérieur à 2 mm.	87
Figure 56: Schéma des processus hydrologiques du modèle TEB-Hydro d'après Stavropoulos-Laffaille et al. (2018) en carré rouge les processus modifiés lors de ce travail de thèse. P pour la précipitation ; E pour l'évapotranspiration ; R pour le ruissellement ; f pour la fraction ; I pour l'infiltration ; W pour la teneur en eau ; T pour le transfert horizontal et vertical et D pour le drainage profond ; les indices « rf, rd, gdn, bld, sew et con » sont respectivement pour « roof, road, garden, building, sewer et connection » et les exposants « surf et gr » sont respectivement pour « surface et ground ».	90
Figure 57: Grille de sélection pour analyse de sensibilité (Faivre et al., 2013).....	103

Figure 58 : Schéma représentatif des interactions probables directes ou indirectes entre paramètres issus de l'analyse de sensibilité ; en rouge : les interactions analysées lors du plan factoriel	109
Figure 59 : Comparaison du ruissellement (R) total entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre a) $W_{max,rdsurf}$ et b) $W_{max,rfsurf}$	112
Figure 60 : Comparaison des résultats entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre Ird pour a) le ruissellement (R) total dans le réseau et b) la part du ruissellement (R) suite à l'infiltration d'eau du sol dans le réseau.	113
Figure 61: Comparaison des résultats entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre $fcon$ pour a) le ruissellement (R) total dans le réseau et b) la part du ruissellement (R) suite à l'infiltration d'eau du sol dans le réseau.	113
Figure 62 : Effets principaux, secondaires et tertiaires des paramètres issus de l'analyse de sensibilité	114
Figure 63 : Comparaison du ruissellement (R) dans le réseau dû à l'infiltration d'eau du sol entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre a) I_{pet} b) $Crech$	115
Figure 64 : Comparaison des résultats entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre z_0 pour a) le ruissellement total dans le réseau, b) la teneur en eau dans la première couche du compartiment jardin.....	116
Figure 65 : Comparaison de la teneur en eau dans la 10ème couche du compartiment de la voirie entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre a) f_{clay} b) et f_{sand}	116
Figure 66 : Comparaison de la teneur en eau dans la 10ème couche du compartiment de la voirie entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre τ	117
Figure 67 : Interactions en fonction du débit de pointe dans le réseau suite à l'infiltration d'eau du sol durant hiver 1994-1995 du deuxième ordre entre les différents paramètres.	118
Figure 68 : Schéma du procédé de calage selon Lorino (2016)	119

Figure 69: Exemple des critères calculés pour un coefficient de recharge fixé à 0.98 et les autres paramètres variant ; Le KGE (en haut), le coefficient de corrélation linéaire (r), la variabilité relative (α) et la représentation du biais (β) pour chaque simulation et pour la période totale (en noir), la première période (en gris foncé) et deuxième période (en gris clair). 122

Figure 70: Comparaison du débit total simulé (simulation 13 avec un coefficient de recharge de 0,98) et observé pour a) la première période de simulation entre septembre 1993 et août 1995 et b) la deuxième période entre septembre 1995 et août 1997. 123

Figure 71: Débit simulé dans le réseau du à l'infiltration d'eau du sol pour la première période de simulation entre septembre e1993 et aout 1995 pour la simulation 13 ($I_p = 0.09$ et $I_{rd} = 10^{-5}$) et le coefficient de recharge à a) 0,98 et b) 0,99 124

Figure 72: Débit simulé dans le réseau du à l'infiltration d'eau du sol pour la première période de simulation entre septembre e1993 et août 1995 pour la simulation 14 ($I_p = 0.3$ et $I_{rd} = 10^{-5}$) et le coefficient de recharge à 0,98. 124

Figure 73 : Comparaison du débit total simulé et observé pour la période totale de simulation entre Septembre 1993 et aout 1997. 125

Figure 74: Comparaison des teneurs en eau dans la dernière couche du sol (n°12) sans transfert latéral (noir) et avec transfert latéral (rouge) dans les compartiments a) du bâti, b) de la voirie et c) du jardin sur la période de simulation totale entre 1993 et 1998. 127

Figure 75: Débit dans le réseau du à l'infiltration de l'eau du sol avant (gris) et après (rouge) les modifications. 128

Figure 76: Teneur en eau simulée dans la 10^{ème} couche du compartiment de la voirie lors de l'analyse de sensibilité pour des valeurs minimale, maximale et de référence du coefficient de recharge. 129

Figure 77: Comparaison du débit total dans le réseau simulé aux observations selon Chancibault et al. (2015) (en haut) et selon ce travail de thèse après modification de la composante hydrologique (en bas) 132

Figure 78: Représentation du petit bassin versant urbain du Pin Sec avec la localisation des points de mesure (Stavropoulos-Laffaille et al., 2018). 137

Figure 79: Délimitations du bassin versant Pin Sec selon les parcelles (orange) pour la modélisation avec URBS (Rodriguez et al., 2010), en rouge la délimitation grossière selon plusieurs publications (Le Delliou et al., 2009 ; Ruban et al., 2010 ; Jankowfsky 2012, Seveno et al., 2014), en noir la délimitation pour la modélisation avec TEB-Hydro. En bleu

clair les parcelles comprises dans le bassin versant tel que délimité par la méthode de prétraitement d'URBS.	138
Figure 80: a) Découpage des bâtiments en violet avec la délimitation du bassin versant, b) Séparation des bâtiments mitoyens (en orange), des bâtiments isolés (en rose) et des bâtiments coupés par les limites du bv PIN SEC (en turquoise) dans le but de calculer la surface murale des bâtiments.	139
Figure 81: a) Détermination de la surface imperméable (voirie et parking) du Pin Sec. En gris, la voirie (FluxSAP) sans prendre en compte les parkings existants b) Réseau d'assainissement dans les limites du bassin versant, en bleu le réseau EP et en marron le réseau EU.	140
Figure 82: Occupation de la végétation haute et basse et du sol nu au sein du bassin versant: a) Base de données FluxSAP (végétation haute et basse en vert clair, le cadastre des arbres en vert foncé, le sol nu en rose); b) Base de données VegDUD: (végétation basse en vert clair, végétation urbaine en vert foncé, végétation haute en vert très foncé et sol nu en jaune clair)	141
Figure 83: Division du bassin versant de Pin Sec en zone "nord" (à gauche) et en zone "sud" (à droite) ; avec les bâtiments (violet), la voirie (gris), le sol nu (rose) et la végétation haute et basse (vert)	142
Figure 84: Exemple des critères calculés pour un coefficient de recharge fixé à 0.98 avec les autres paramètres qui varient dans le cas du Pin Sec ; Le KGE (en haut), le coefficient de corrélation linéaire (r), la variabilité relative (α) et la représentation du biais (β) pour chaque simulation, la première période (en gris foncé) et deuxième période (en gris clair).	149
Figure 85 : Comparaison du débit observé dans le réseau d'eau pluviale au débit simulé (simulation 13, Figure 84) pour a) la première période de calage entre septembre 2010 et août 2011 et b) la deuxième période de calage entre septembre 2011 et août 2012... ..	150
Figure 86 : Représentation du débit total dans le réseau simulé en fonction du débit observé sur le Pin Sec pour la période totale de simulation entre janvier 2010 et décembre 2012.....	152
Figure 87 : Comparaison des chroniques du débit total dans le réseau observé (noir) et simulés (rouge) sur le Pin Sec entre janvier 2010 et décembre 2012.....	153
Figure 88 : Chronique des écarts entre le débit total dans le réseau simulé et observé. La valeur nulle représente une concordance parfaite entre la simulation et l'observation, des	

valeurs négatives correspondent à une sous-estimation et des valeurs positives à une surestimation du modèle.	153
Figure 89 : Comparaison des chroniques d'infiltration de l'eau du sol estimées à partir de données piézométriques (noir) et simulées (rouge) pour l'année a) 2010, b) 2011 et c) 2012.....	154
Figure 90: Comparaison des chroniques des teneurs en eau observées (noir) à l'emplacement du piézomètre PZPS à une profondeur de 35 cm et simulées dans la 6 ^{ème} couche du compartiment jardin (couche allant de 20cm à 40cm de profondeur) (rouge) pour la période entre janvier 2010 et décembre 2012.....	156
Figure 91: Pourcentage de données de flux de chaleur latente (LE) et sensible (H) non-exploitable pour les années 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert) en tenant compte du contrôle de qualité suggéré par Aubinet et al. (2012) et des données manquantes de LE et de H.....	159
Figure 92 : Pourcentage de données de flux de chaleur latente (LE) et sensible (H) non-exploitable pour les années 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert) en tenant compte du contrôle de qualité suggéré par Aubinet et al. (2012), des conditions de stabilité atmosphérique par FSAM et des données manquantes de LE et de H.	161
Figure 93: Représentation des footprint (orange) autour du mât de mesures (point vert) pour l'année 2010. La limite du bassin versant du Pin Sec est en rouge foncé.....	161
Figure 94 : Gauche : Sélection des footprint sur le bassin versant du Pin Sec selon la méthode 1 (en fonction de la direction du vent) ; Au milieu : Sélection des footprint sur le bassin versant du Pin Sec selon la méthode 2 (en fonction de la zone tampon) ; Droite : Sélection des footprint sur le bassin versant du Pin Sec selon la méthode 3 (en fonction de la surface incluse dans le BV) pour l'année 2010.....	162
Figure 95: Comparaison du critère d'évaluation PBIAS entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise).....	165
Figure 96: Comparaison du critère d'évaluation NSE entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise).....	165
Figure 97 : Comparaison du critère d'évaluation KGE entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise).....	166

Figure 98 : Comparaison des cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur sensible (H) entre les simulations REF (en orange) et TEB-Veg (en turquoise) et les observations (OBS) en noir. 168

Figure 99: Comparaison des cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur latente (LE) entre les simulations REF (en orange) et TEB-Veg (en turquoise) et les observations (OBS) en noir. 169

Figure 100: Distribution mensuelle des mesures de flux de chaleur latente (LE) et sensible (H) non-exploitable pour l'année 2012 170

Figure 101: Comparaison de la représentation des flux de chaleur latente (LE) en fonction des observations pour la période totale entre 2010 et 2012 et la simulation REF, sans prise en compte des footprint (rouge) et avec prise en compte des footprint (bleu). 172

Figure 102 : Comparaison de la représentation des flux de chaleur sensible (H) en fonction des observations pour la période totale entre 2010 et 2012 et la simulation REF, sans prise en compte des footprint (rouge) et avec prise en compte des footprint (bleu). 172

Figure 103 : Comparaison de la représentation des flux de chaleur latente (LE) en fonction des observations pour la période totale entre 2010 et 2012 et la simulation TEB-Veg, sans prise en compte des footprint (rouge) et avec prise en compte des footprint (bleu). 173

Figure 104 : Comparaison de la représentation des flux de chaleur sensible (H) en fonction des observations pour la période totale entre 2010 et 2012 et la simulation TEB-Veg, sans prise en compte des footprint (rouge) et avec prise en compte des footprint (bleu). 173

Figure 105: Comparaison du critère d'évaluation PBIAS entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise). Les couleurs pales représentent les résultats présentés à la Figure 95 sans la prise en compte des footprint, et les couleurs foncées représentent les résultats avec la prise en compte des footprint (couleur foncée).
..... 174

Figure 106: Comparaison du critère d'évaluation NSE entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise). Les couleurs pales représentent les résultats présentés à la Figure 95 sans la prise en compte des footprint, et les couleurs foncées représentent les résultats avec la prise en compte des footprint (couleur foncée).
..... 174

Figure 107: Comparaison du critère d'évaluation KGE entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en

orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise). Les couleurs pales représentent les résultats présentés à la Figure 97 sans la prise en compte des footprint, et les couleurs foncées représentent les résultats avec la prise en compte des footprint (couleur foncée).
 175

Figure 108: Comparaison des cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur latente (LE) entre les simulations REF (en orange), SURFNAT (en jaune), VEG (en vert) et MORPH (en bleu) faites avec TEB-Hydro et les observations (OBS) en noir.
 180

Figure 109: Comparaison des cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur sensible (H) entre les simulations REF (en orange), SURFNAT (en jaune), VEG (en vert) et MORPH (en bleu) faites avec TEB-Hydro et les observations (OBS) en noir.
 181

Figure 110: Bilan sur la période de simulation entre 2010 et 2012 pour les différentes simulations avec TEB-Hydro; ET pour l'évapotranspiration totale ; R pour le ruissellement total urbain ; D pour le drainage profond total et S pour le stockage total de l'eau du sol.
 182

Figure 111: Schéma des étapes nécessaires en étude d'impact du changement climatique dans le contexte de la projection climatique adapté d'après Boé (2007). Les flèches rouges représentent les incertitudes croissantes étape après étape. 187

Figure 112: Représentation conceptuelle de la désagrégation spatiale des modèles globaux aux modèles d'impact (<http://www.drias-climat.fr>, consulté en septembre 2018).
 188

Figure 113: Représentation des scénarios RCP versus la génération précédente des scénarios SRES (Ouzeau et al., 2014). 189

Figure 114: Schéma de la méthode de désagrégation par types de temps d'après Hidalgo et al. (2014) décrivant les étapes en se basant sur les données d'entrée observées à une fréquence horaire et les projections climatiques à une fréquence journalière pour reconstruire des projections climatiques à une fréquence horaire. 192

Figure 115: Représentation des classes de types de temps (TT) en fonction de la saison sur la période 2000-2009 dans le cas de Nantes par Jouglà (2017) 192

Figure 116: Schéma de la méthodologie appliquée dans ce chapitre, adaptée d'après Hidalgo et al. (2014) 194

Figure 117: Représentation de la différence entre les chroniques originales et reconstruite pour une itération de nombre de classes entre 7 et 15 TT, dont trois minimas locaux sont retenus (flèches rouges).	200
Figure 118: Fréquence d'occurrence de TT totale (à gauche) et en fonction des saisons (à droite) sur la période 2008-2017 pour le minimum local de 8 TT.....	201
Figure 119: Fréquence d'occurrence de TT totale (à gauche) et en fonction des saisons (à droite) sur la période 2008-2017 pour le minimum local de 11 TT.....	201
Figure 120: Fréquence d'occurrence de TT totale (à gauche) et en fonction des saisons (à droite) sur la période 2008-2017 pour le minimum local de 13 TT.....	202
Figure 121: Comparaison des quantiles des précipitations observées (noir) et reconstruites (rouge) en cumul mensuel [mm] pour la saison humide entre novembre et avril.	205
Figure 122: Comparaison des quantiles des précipitations observées (noir) et reconstruites (rouge) en cumul mensuel [mm] pour la saison sèche entre mai et octobre.	205
Figure 123: Comparaison des quantiles des précipitations observées (noir) et reconstruites (rouge) en intensité maximale journalière du mois [mm.h^{-1}] pour la saison humide entre novembre et avril.....	206
Figure 124: Comparaison des quantiles des précipitations observées (noir) et reconstruites (rouge) en intensité maximale journalière du mois [mm.h^{-1}] pour la saison sèche entre mai et octobre.....	206
Figure 125: Distribution de Gumbel pour la période humide de l'intensité maximale horaire mensuelle de la précipitation observée en [mm.h^{-1}] avec la courbe du « best fit » (trait plein noir) et l'intervalle de confiance de 90% (traits pointillés noirs). Le trait plein rouge représente la courbe du best fit de la chronique de pluie reconstruite. T est la période de retour en mois.....	207
Figure 126: Distribution de Gumbel pour la période sèche de l'intensité maximale horaire mensuelle de la précipitation observée en [mm.h^{-1}] avec la courbe du « best fit » (trait plein noir) et l'intervalle de confiance de 90% (traits pointillés noirs). Le trait plein rouge représente la courbe du best fit de la chronique de pluie reconstruite. T est la période de retour en mois.....	207

Figure 127: Comparaison des quantiles des températures maximales mensuelles observées (noir) et reconstruites (rouge) en [°C] pour la saison humide entre novembre et avril.	208
Figure 128: Comparaison des quantiles des températures maximales mensuelles observées (noir) et reconstruites (rouge) en [°C] pour la saison sèche entre mai et octobre.	208
Figure 129: Comparaison des quantiles des températures minimales mensuelles observées (noir) et reconstruites (rouge) en [°C] pour la saison humide entre novembre et avril.	209
Figure 130: Comparaison des quantiles des températures minimales mensuelles observées (noir) et reconstruites (rouge) en [°C] pour la saison sèche entre mai et octobre.	209
Figure 131: Comparaison des quantiles de l'humidité moyenne mensuelle observée (noir) et reconstruite (rouge) en [g.kg ⁻¹] pour la saison humide entre novembre et avril.	210
Figure 132: Comparaison des quantiles de l'humidité moyenne mensuelle observée (noir) et reconstruite (rouge) en [g.kg ⁻¹] pour la saison sèche entre mai et octobre.	210
Figure 133: Comparaison des quantiles du cumul mensuel de débit total simulé dans le réseau d'assainissement à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison humide entre novembre et avril.	213
Figure 134: Comparaison des quantiles du cumul mensuel de débit total simulé dans le réseau d'assainissement à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison sèche entre mai et octobre.	213
Figure 135: Distribution de Gumbel pour la période humide du cumul journalier maximal sur le mois du débit total simulé dans le réseau d'assainissement à partir de données de forçage observées en [l] avec la courbe du best fit (trait plein noir) et l'intervalle de confiance de 90% (traits pointillés noirs). Le trait plein rouge représente la courbe du best fit de la chronique du débit total simulé à partir des données de forçage reconstruites. T est la période de retour en mois.	214
Figure 136: Distribution de Gumbel pour la période sèche du cumul journalier maximal sur le mois du débit total simulé dans le réseau d'assainissement à partir de données de forçage observées en [l] avec la courbe du best fit (trait plein noir) et l'intervalle de confiance de 90% (traits pointillés noirs). Le trait plein rouge représente la courbe du best fit de la chronique du débit total simulé à partir des données de forçage reconstruites. T est la période de retour en mois.	214

Figure 137: Comparaison des quantiles du cumul mensuel de débit simulé dans le réseau d'assainissement dû à l'infiltration de l'eau du sol à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison humide entre novembre et avril. 215

Figure 138: Comparaison des quantiles du cumul mensuel de débit simulé dans le réseau d'assainissement dû à l'infiltration de l'eau du sol à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison sèche entre mai et octobre. 215

Figure 139: Comparaison des quantiles du cumul mensuel du ruissellement de surface simulé à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison humide entre novembre et avril. 216

Figure 140: Comparaison des quantiles du cumul mensuel du ruissellement de surface simulé à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison sèche entre mai et octobre. 216

Figure 141: Comparaison des quantiles du maximum journalier du mois des flux de chaleur latente simulé à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [$W.m^{-2}$] pour la saison humide. 217

Figure 142: Comparaison des quantiles du maximum journalier du mois des flux de chaleur latente simulé à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [$W.m^{-2}$] pour la saison sèche. 217

Figure 143: Comparaison des quantiles de l'évapotranspiration simulée à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [mm] pour la saison humide. 218

Figure 144: Comparaison des quantiles de l'évapotranspiration simulée à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [mm] pour la saison sèche. 218

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Récapitulation de la texture du sol selon les différents emplacements des piézomètres dans les limitations du petit bassin versant urbain du Pin Sec. Données extraites de la base de données de BRIGADoON (consulté en janvier 2017).....	67
Tableau 2 : Données retenues des flux turbulents selon les contraintes de la stabilité atmosphérique pour l'application du modèle FSAM d'après Mcharrat (2015).	80
Tableau 3 : Données manquantes en % par an pour le rayonnement direct (SW_DIR) et diffus (SW_DIF) et pour le rayonnement à grande longueur d'onde (LW) sur la période entre 2008 et 2017.	83
Tableau 4: Exemple de la répartition par couche de la fraction racinaire sur la colonne du sol en supposant que le réseau se trouve dans la couche 10.....	97
Tableau 5: Récapitulation des propriétés du bassin versant de Rezé pour la modélisation avec TEB-Hydro	98
Tableau 6: Description récapitulative des paramètres hydrologiques du model TEB-Hydro et leurs valeurs MIN, MAX et REF pour l'analyse de sensibilité.....	108
Tableau 7: Synthèse des paramètres issus du plan factoriel avec ses plages de valeurs attribuées	110
Tableau 8: Le critère de Nash, le PBIAIS et le coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (KGE) et ses composantes calculées entre les simulations MIN de chaque paramètre et la simulation de référence (REF) en fonction des variables de sortie du modèle.....	111
Tableau 9: Le critère de Nash, le PBIAIS et le coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (KGE) et ses composantes calculées entre les simulations MAX de chaque paramètre et la simulation de référence (REF) en fonction des variables de sortie du modèle.....	111
Tableau 10 : Plage de valeurs pour chaque paramètre testé lors du calage.....	120
Tableau 11: Comparaison des termes d'évapotranspiration (ET) par type de surface et totale, avant et après modification de la profondeur de la zone racinaire.....	130
Tableau 12 : Comparaison des valeurs de paramètres issue du calage du modèle TEB-Hydro sur le bassin versant de Rezé par Chancibault et al. (2015) et du calage fait lors de ce travail.....	130

Tableau 13: Comparaison des critères de Nash-Sutcliffe et du pourcentage de biais calculés entre le débit total dans le réseau simulé et observé au bassin versant de Rezé pour chaque année et pour la période entre 1993 et 1997 selon Chancibault et al. (2015) et selon ce travail.	131
Tableau 14: Synthèse des valeurs mensuelles de LAI pour la modélisation avec TEB-Hydro sur le Pin Sec.	143
Tableau 15: Texture du sol selon les différents emplacements des piézomètres à l'intérieure du bassin versant du Pin Sec. La localisation des piézomètres est donnée en Figure 78.....	144
Tableau 16: Récapitulatif des propriétés du bassin versant du Pin Sec pour la modélisation avec TEB-Hydro.....	144
Tableau 17: Récapitulatif des propriétés des bassins versants de Pin Sec pour la modélisation avec TEB-Hydro.....	145
Tableau 18 : Choix de valeurs pour chaque paramètre testé lors du calage	148
Tableau 19 : Critères statistiques calculés pour la meilleure simulation du calage du modèle sur le bassin versant urbain Pin Sec pour la période totale de simulation entre janvier 2010 et décembre2012.....	152
Tableau 20 : Conditions de stabilité atmosphérique exigées par le modèle FSAM cité dans Mcharrat (2015). z_m est la hauteur de mesure (m), z_0 est la longueur de rugosité (m), LMO est la longueur de Monin-Obukhof (), σ_v est l'écart-type des fluctuations latérales du vent () et u^* est la vitesse du frottement ().	160
Tableau 21 : Nombre de footprint et de mesures disponibles selon la méthode de sélection et selon l'année considérée (une mesure horaire).....	163
Tableau 22 : Comparaison des composantes du critère d'évaluation KGE entre données simulées et observées pour la simulation REF.....	166
Tableau 23 : Comparaison des composantes du critère d'évaluation KGE entre données simulées et observées pour la simulation TEB-Veg.	166
Tableau 24 : Nombres de footprint et donc de données de flux de chaleur disponibles pour l'analyse de la performance du modèle, résumé sur 6 mois sur la période automnale et hivernale (mois de janvier, février, septembre, octobre, novembre et décembre) et sur la période printanière et estivale (mois allant de mars à août) de la même année.	171
Tableau 25 : Composantes du critère d'évaluation KGE entre données simulées et observées en prenant en compte la méthode de footprint pour la simulation REF.	175

Tableau 26: Composantes du critère d'évaluation KGE entre données simulées et observées en prenant en compte la méthode de footprint pour la simulation TEB-Veg.	175
Tableau 27 : Synthèse des caractéristiques des simulations.....	178
Tableau 28: Données journalières disponibles sur le portail DRIAS pour CNRM2014/Aladin	193
Tableau 29: Représentation des journée centroïde pour chaque classe de TT avec leur caractéristiques de l'amplitude diurne de la température de l'air (dT) et des valeurs moyennes quotidiennes pour la précipitation (RR), de l'humidité spécifique (q), de la vitesse du vent (FF) et de la direction du vent (DD) exprimée en quadrants de 1 à 4 respectivement pour les plages [1–90]; [91-180]; [181–270] et [271–360].	203

LISTE DES NOTATIONS

2L / 3L	Two Layers / Three Layers
ACCLIMAT	Adaptation au Changement CLIMatique de l'Agglomération Toulousaine (STAE, 2010-2013)
ANR	Agence Nationale de la Recherche
AROSE	Acceptabilité enviRONnementale et Sociétale de l'utilisation des Eaux résiduaires urbaines traitées en irrigation des espaces verts (ANR, 2013)
AVuPUR	Assessing the Vulnerability of PeriUrban Rivers (ANR, 2008-2010)
BEM	Building Energy Model
BRIGADoON	Base pour la Recherche et l'Information par la Gestion Administrée des Données de l'ONEVU
BVPU	Bassin Versant Péri-Urbain
BV	Bassin Versant
CLC2000	Corine Land Cover de l'année 2000
CNRM	Centre National des Recherches Météorologiques
DF	Diffusive
EEA	European Environment Agency
EP	Eaux Pluviales
EU	Eaux Usées
EUT	Eaux résiduaires Urbaines Traitées
FLAKE	Schéma de surface pour les eaux douces (LAKE)
FLUXSAP	Campagne de mesure des FLUX du Secteur Atelier Pluridisciplinaire
FR	Force Restore

FSAM	Flux Source Area Model
GCM	Global Climate Model
GEV	Generalized Extreme Value
GHP	Gestion de l'Hygiène Publique
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
GLC2000	Global Land Cover de l'année 2000
ICU	Îlot de Chaleur Urbain
IFSTTAR	Institute Française des Sciences et Techniques du Transport, d'Aménagement et du Réseau
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
ISBA	Interaction-Sol-Biosphère-Atmosphère
IUWM	Integrated Urban Water Management
KGE	Kling-Gupta Efficiency
LAI	Leaf Area Index
LaD	Land Dynamics
LCPC	Laboratoire Central des Ponts et Chaussées
LSM	Land Surface Model
LWT	Local Weather Type
MApUCE	Modélisation Appliquée et droit de l'Urbanisme : Climat urbain et Énergie
MCMC	Monte Carlo Markov Chain
MIKE	Ensemble des logiciels permettant d'analyser, de modéliser et de simuler l'environnement en eau
MODIS	Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
MODCOU	Modèle hydrologique distribué
MNT	Modèle Numérique de Terrain

MSE	Mean Square Error
MUSCADE	Modélisation Urbaine et Stratégie d'adaptation au Changement climatique pour Anticiper la Demande et la production Énergétique
NBSs	Nature Based Solutions
NM	Nantes Metropole
NSE	Nash-Sutcliffe Efficiency
nsRFA	non-supervised Regional Frequency Analysis
ONEVU	Observatoire Nantaise de l'ENvironnement Urbain
PAM	Partitioning Around Medoids
PBIAS	Pourcentage de biais
RCP	Representative Concentration Pathways
RCM	Regional Climate Model
ROSENHY	Rôle de l'Occupation du Sol vis à vis de la modélisation des flux ENergétiques et HYdriques sur les sites urbains et périurbains (INSU-EC2CO, 2011-2013)
SAFRAN	Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Adaptés à la Nivologie
SAP	Secteur Atelier Pluridisciplinaire
SDSM	Statistical DownScaling Model
SEVE	Service des Espaces Verts et Environnement
SIM	SAFRAN-ISBA-MODCOU
SOLENE	plateforme de modélisation du microclimat urbain
SPOT	Système Pour l'Observation de la Terre
SRES	Scenarios
SUES	Single-source Urban Evapotranspiration-interception Model

Liste des Notations

SURFEX	SURface Externalisée
SUDSs	Sustainable Urban Drainage Systems
SVAT	Soil Vegetation Atmosphere Transfer
SWMM	Storm Water Management Model
TEB	Town Energy Balance
TT	Types de Temps
URBINAT	Urban Innovative and Inclusive Nature (H2020, 2018-2023)
URBS-MO	Urban Runoff Branching Structure MOdel
VegDUD	rôle du Végétal dans le Développement Urbain Durable (ANR, 2008-2011)
VURCA	Vulnérabilité Urbaine aux épisodes Caniculaires et stratégies d'Adaptation
WEP	Water Energy Processes
ZAC	Zone d'Aménagement Concertée

Q^*	rayonnement net incident ($W.m^{-2}$)
Q_F	flux anthropique ($W.m^{-2}$)
Q_H	flux de chaleur sensible ($W.m^{-2}$)
Q_E	flux de chaleur latente ($W.m^{-2}$)
ΔQ_S	stockage du flux de chaleur ($W.m^{-2}$)
ΔQ_A	flux de chaleur d'advection ($W.m^{-2}$)
P	précipitation totale ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
I	apport en eau anthropique (irrigation) ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
E_*	évapotranspiration du compartiment* ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
R	ruissellement total ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
D_*	drainage profond du compartiment* ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
ΔW	variation du stock d'eau en surface et en sous-sol ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
L_v	chaleur latente de vaporisation ($J.kg^{-1}$)

T_*	transfert en eau
W_*^{surf}	capacité de rétention en surface du compartiment* (mm)
$W_{max,*}^{surf}$	capacité maximale de rétention en surface du compartiment* (mm)
I_*	taux d'infiltration ($m.s^{-1}$)
R_*^{surf}	ruissellement de surface du compartiment* ($mm.s^{-1}$)
f_{con}	fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau d'assainissement (-)
R_{sew}	ruissellement dans le réseau suite à l'infiltration de l'eau du sol ($mm.s^{-1}$)
$R_*^{subsurf}$	ruissellement en sous-surface du compartiment* ($mm.s^{-1}$)
W_*^{gr}	teneur en eau totale sur toute la colonne avant équilibrage horizontale entre les compartiments* ($m^3.m^{-3}$)
$W_*^{gr,'}$	teneur en eau totale sur toute la colonne après équilibrage horizontale entre les compartiments* ($m^3.m^{-3}$)
$\overline{W^{gr}}$	teneur en eau moyenne ($m^3.m^{-3}$)
τ	constante de temps (s)
λ	variable de décroissance
$\frac{\overline{K_{sat}}}{K_i}$	rapport entre la conductivité hydraulique à saturation moyenne des trois compartiments et de la conductivité hydraulique d'un compartiment* (-)
dt	pas de temps numérique du modèle (s)
f_*	fraction de surface du compartiment* (-)
I_p	paramètre représentant l'étanchéité du réseau d'assainissement (-)
D_{sew}	densité du réseau dans une maille (-), exprimée par le rapport entre la longueur totale du réseau d'assainissement au sein de la maille considérée (m) et de la longueur maximale du même réseau d'assainissement au sein du domaine d'étude (m).
$W_*^{gr,n}$	teneur en eau de la dernière couche du compartiment* ($m^3.m^{-3}$)
$W_*^{gr,flux,n}$	teneur en eau à partir du flux d'eau sortant du compartiment* ($m^3.m^{-3}$)
C_{rech}	coefficient de recharge (-), qui sert à limiter le drainage profond
d_n	épaisseur de la dernière couche (m)
ρ	masse volumique ($kg.m^{-3}$)

Liste des Notations

$W_{*,sat}^{gr,i}$	teneur en eau à saturation dans la couche i du compartiment* ($m^3.m^{-3}$)
$W_*^{gr,i,'}$	teneur en eau dans la couche i après mise à jour du compartiment* ($m^3.m^{-3}$)
$W_*^{gr,i}$	teneur en eau dans la couche i avant mise à jour du compartiment* ($m^3.m^{-3}$)
d_i	épaisseur de la couche i (m)
$R_*^{subsurf,'}$	ruissellement de sous-surface après mise à jour du compartiment* ($mm.s^{-1}$)
$R_*^{subsurf}$	ruissellement de sous-surface avant mise à jour du compartiment* ($mm.s^{-1}$)
$F_{root,i}$	fraction racinaire dans la couche i (-)
N_{sew}	numéro de la couche où se trouve le réseau (-)
P_*	paramètre d'entrée du modèle
f_{hyd}	processus (flux) hydrique
V_*	variable de sortie du modèle
F_{obs}	donnée de forçage observée
$e(A)$	effet principal d'un paramètre A (-)
$e(AB)$	effet de l'interaction entre deux paramètres différents A et B (-)
\bar{y}_{*+}	réponse moyenne de toutes les combinaisons où le paramètre ou l'interaction de deux paramètres sont à son niveau positive (+1) (-)
\bar{y}_{*-}	réponse moyenne de toutes les combinaisons où le paramètre ou l'interaction de deux paramètres sont à son niveau positive (-1) (-)
Q_{town}^{tot}	débit total dans le réseau d'assainissement (EP) ($l.s^{-1}$ ou $m^3.h^{-1}$) provenant du ruissellement total (R_{town}) ($mm.s^{-1}$)

Liste des Notations

Q_{sew}	débit dans le réseau suite à l'infiltration de l'eau du sol ($l.s^{-1}$ ou $m^3.h^{-1}$) provenant du ruissellement dans le réseau (R_{sew}) ($mm.s^{-1}$)
Q_{surf}	débit dans le réseau ($l.s^{-1}$ ou $m^3.h^{-1}$) suite au ruissellement de surface ($R_{town} - R_{sew}$) ($mm.s^{-1}$)
R^2	coefficient de détermination (-)
r	corrélation (-)
α	variabilité (-)
β	biais (-)
$D_{sim}(t)$	variable simulée au pas de temps t ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
$D_{ref}(t)$	variable de référence au pas de temps t ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
$\overline{D_{sim}}$	moyenne de la variable simulée ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
$\overline{D_{ref}}$	moyenne de la variable de référence ($kg.m^{-2}.s^{-1}$)
T_{max}	température maximale journalière ($^{\circ}C$)
T_{min}	température minimale journalière ($^{\circ}C$)
$T(h)_j$	température au pas de temps horaire pour chaque jour de la période j ($^{\circ}C$)
\bar{T}_i	température moyenne journalière ($^{\circ}C$)
$\Delta T(h)$	cycle moyen centré de la température
$(\Delta T(h)_{season_mean})_k$	cycle moyen centré de la température par saison et classe de TT k
C_{te}	rapport de la différence entre la température maximale et minimale journalière des cycles originaux et celle des cycles moyens centrés par saison et classe de TT moyenne journalière du cycle moyen centré par saison et classe de TT k
$R(h)_i$	cycle du rayonnement reconstruit pour chaque jour i
$(R(h)_{season_mean})_k$	cycle moyen centré du rayonnement par saison et classe de TT k

Liste des Notations

$R_{j,obs}$	moyenne journalière du rayonnement de la chronique originale ($W.m^{-2}$)
$\overline{R_{j,k}}$	moyenne journalière du cycle moyen centré par saison et classe de TT k ($W.m^{-2}$)
C_R	rapport de la moyenne journalière de la chronique originale ($R_{j,obs}$) à la moyenne journalière du cycle moyen centré par saison et classe de TT k de la journée correspondante ($\overline{R_{j,k}}$).

Avec l'indice * indiquant :

rf	toiture (roof)
rd	voirie (road)
gdn	jardin (garden)
bld	bâti (building)
con	connexion
veg	végétation
gr	sous-sol (ground)
s	sublimation de la neige
sat	saturation
sew	réseau d'assainissement (sewer)
$rech$	recharge
max	maximum
sim	simulation
ref	référence
obs	observation
v	vertical
h	horizontal

Avec l'exposant * indiquant :

<i>tot</i>	total
<i>gr</i>	sous-sol (ground)
<i>surf</i>	surface
<i>subsurf</i>	sous-surface (subsurface)
<i>i</i>	numéro de la couche
<i>n</i>	numéro de la dernière couche

INTRODUCTION GENERALE

L'urbanisation est une évolution générale du monde actuel. Plus de 70% de la population européenne est actuellement concentrée dans de grandes zones urbaines (EEA, 2012 ; Shen et al., 2012 ; Bach et al., 2014 ; Revi et al., 2014 ; Salvadore et al., 2015 ; Chu et al., 2017). D'ici 2050, ce taux devrait dépasser les 80% (Schirmer et al., 2013). Cette évolution se traduit par une densification et l'accroissement des surfaces imperméabilisées au détriment des surfaces végétalisées et des zones naturelles. Considérée comme étant la plus sévère des transformations du sol (Stepherd et al., 2013 ; Bounoua et al., 2015 ; Price et al., 2015 ; Chu et al., 2017), l'imperméabilisation altère les cycles écologiques, hydrologiques et énergétiques à différentes échelles (Bounoua et al., 2015 ; Salvadore et al., 2015). De plus, les villes, qui concentrent les activités, sont consommatrices d'énergie et génèrent de la pollution. Selon Grimmond et al. (2010), les villes sont ainsi les causes principales du changement climatique à l'échelle globale. Par ailleurs, la concentration d'hommes et de biens fait des villes des espaces très vulnérables aux aléas climatiques, naturels et technologiques. Ainsi, les risques d'inondation, d'îlot de chaleur urbain, ou de pollution sont susceptibles encore d'augmenter face aux évolutions démographiques et climatiques (EEA, 2012 ; Chu et al., 2017 ; Pumo et al., 2017).

L'adaptation des villes aux changements globaux (climatique et évolution urbaine) constitue un enjeu majeur des politiques d'aménagement. Les préoccupations environnementales, écologiques et socio-économiques, la gestion durable de l'eau, de l'énergie et de la pollution et la gestion des risques sont désormais au centre des discussions. Ainsi, des stratégies d'adaptation et d'atténuation basées sur des infrastructures vertes et bleues (toitures et façades végétalisées, trames vertes et bleues, bassin de rétention, noues, etc.) sont préconisées (Demuzerre et al., 2014 ; Kabisch et al., 2017). Les bénéfices potentiels en lien avec l'intégration de la végétation dans l'environnement urbain sont multiples : confort thermique à l'intérieur et à l'extérieur des bâtiments ; fonction paysagère et sociale ; rétention de l'eau ; rafraîchissement de l'environnement local ; dépollution ; atténuation sonore ; etc. (Taha et al., 1991 ; Guillaume et al., 2014 ; Musy et al., 2014 ; Gunawardena et al., 2017 ; Kabisch et al., 2017 ; Smets et al., 2018). Quant aux bilans hydrique et énergétique urbains, ils seront fortement influencés par ces types de dispositifs. Le bilan énergétique et le bilan hydrique sont couplés par l'évapotranspiration (Oke, 1987 ; Mestayer et al., 2011), ce qui implique

qu'une connaissance détaillée des processus hydriques et énergétiques ne peut être dissociée.

Les études d'impacts des changements climatique et démographique sur les flux hydriques et énergétiques sont nombreuses. D'une part, il existe des modèles hydrologiques ou hydrauliques urbains dont le but est d'étudier les flux d'eau, de mieux comprendre les inondations et de dimensionner les systèmes de drainage urbains (Rodriguez et al, 2008 ; Rossman, 2010 ; DHI, 2012). D'autre part, les modèles microclimatiques urbains (Masson, 2000 ; Musy et al., 2015 ; Gros et al, 2016) se focalisent sur les bilans énergétiques et radiatifs, afin d'analyser le microclimat, les îlots de chaleur urbain ou bien l'interaction du bâti avec l'environnement urbain. Généralement, selon le modèle (hydrologique ou microclimatique) un des deux bilans est simplifié ou bien négligé ce qui ne permet pas de traiter les processus en eau et en énergie avec le même niveau de détail. Ainsi, les flux d'évapotranspiration, communs aux deux bilans, sont simplifiés ou peu détaillés par ces deux types de modèle.

Toutefois, une évaluation pertinente des solutions d'adaptation et d'atténuation basées sur des infrastructures vertes et bleues nécessite des approches interdisciplinaires, capables d'analyser les différents services que ces solutions proposent (énergétique, thermique, hydrique, paysager, social, etc.). Dans le cas de la modélisation hydro-microclimatique, il est alors pertinent de prendre en compte le couplage entre les bilans en eau et en énergie à travers les processus d'évapotranspiration et de les traiter avec le même détail (Mitchell et al., 2008). Néanmoins, cette approche plus globale est assez récente. Il existe ainsi un réel besoin d'outils numériques qui permettent une analyse des impacts du changement global sur les bilans hydrologique et énergétique urbains.

Par conséquent, ce travail de thèse vise à contribuer au développement d'un modèle hydro-microclimatique adapté à l'échelle de la ville dans l'objectif d'évaluer des stratégies d'adaptation au changement global. Pour cela, nous nous basons sur le modèle hydro-microclimatique TEB-Hydro, qui permet un couplage détaillé des deux bilans. Même si sa composante énergétique a été validée de nombreuses fois, sa composante hydrologique reste encore perfectible. Ainsi, des études récentes d'évaluation de la composante hydrologique du modèle sur différents bassins versants urbains se sont interrogées sur la représentation des processus hydrologiques du sous-sol urbain (Chancibault et al., 2014 ; Chancibault et al., 2015). Deux défauts ont été observés : i) la limitation du drainage de l'eau du sol par le réseau ; ii) l'alimentation insuffisante d'un éventuel débit de base.

Ce travail de thèse consiste alors à stabiliser puis évaluer la composante hydrologique du modèle en améliorant les processus hydrologiques du sous-sol urbain. Suite aux

modifications apportées au modèle, les différents processus hydrologiques sont étudiés. Pour cela, la sensibilité du modèle aux paramètres hydrologiques est testée en se basant sur une analyse de sensibilité et le modèle est calé sur deux bassins versants urbains. Ensuite, le modèle est évalué d'un point de vue hydro-énergétique. La particularité de cette évaluation consiste à analyser les flux hydriques parallèlement aux flux énergétiques. Ainsi, le processus d'évapotranspiration, à travers les flux de chaleur latente, est au cœur de la discussion. Cela permet d'analyser l'influence de la composante hydrologique sur la composante énergétique du modèle, et de voir dans quelle mesure le calage effectué sur le bilan hydrique peut influencer le bilan énergétique. Enfin le modèle est appliqué dans un contexte de projections climatiques. Afin d'élaborer des chroniques de forçage climatiques pour la modélisation, nous nous basons sur une méthode de désagrégation existante des données climatiques. L'objectif est d'évaluer sa capacité à reconstruire des variables climatiques observées et ensuite de discuter de son influence sur les données hydrologiques simulées avec TEB-Hydro.

Plan de la thèse

Ainsi, ce travail de thèse est structuré en *5 chapitres* :

Le *chapitre 1* met en évidence le contexte et la problématique du sujet de la thèse. En se basant sur la littérature existante, il expose les spécificités de l'environnement urbain en lien avec les bilans en eau et en énergie. Nous présentons les enjeux des changements climatique et démographique auxquels les villes sont confrontées, ainsi que les moyens d'adaptation existants. Nous mettons en avant les outils numériques, permettant d'évaluer les impacts potentiels des stratégies d'adaptation sur les bilans hydriques et énergétiques. Cela nous amène à la présentation des objectifs de la thèse et du choix de l'outil numérique utilisé lors de ce travail.

Le *chapitre 2* présente la zone d'étude sur laquelle nous nous appuyons. Le territoire nantais est brièvement introduit avant de se focaliser sur les sites expérimentaux et les observations hydro-microclimatiques disponibles pour la modélisation. Les propriétés physiographiques et hydro-climatiques des bassins versants urbains sont exposées à l'aide d'études antérieures. Les données observées en ville et à la station météorologique de Météo-France sont ensuite présentées et discutées en tenant compte de leurs applications par la suite dans les chapitres 3 à 5.

Le *chapitre 3* est consacré aux améliorations apportées à la composante hydrologique du modèle lors de ce travail et à une première évaluation hydrologique classique. Dans ce contexte, le modèle est appliqué sur le petit bassin versant urbain de Rezé. Une analyse de sensibilité est réalisée dans le but de mieux comprendre le modèle et d'évaluer les impacts des différents paramètres sur les processus hydrologiques suite aux modifications. Après un calage hydrologique du modèle sur ce bassin, les différentes modifications sont évaluées. Sa performance est également discutée vis-à-vis de la version antérieure du modèle de *Chancibault et al. (2015)*.

Le *chapitre 4* porte sur l'évaluation du modèle dans un contexte hydrologique et énergétique. L'objectif est double : d'une part nous cherchons à évaluer l'impact d'un calage hydrologique sur les processus énergétiques ; d'autre part nous cherchons à mettre en évidence l'amélioration du bilan énergétique (flux de chaleur latente et sensible) grâce aux modifications faites sur les processus hydriques en sous-sol urbain. Ainsi, le modèle est appliqué sur un autre bassin versant urbain, le Pin Sec, présentant une évaluation hydrologique et hydro-microclimatique. Cette dernière se concentre sur l'évaluation des flux de chaleurs latente et sensible, ainsi que sur le bilan hydrologique de différentes simulations. Les performances du modèle sont comparées à la version TEB-Veg de *Lemonsu et al. (2012)* et discutées en prenant en compte les footprint des flux de chaleur observés

Le *chapitre 5* interroge l'application de TEB-Hydro en projection climatique. La problématique des échelles temporelle et spatiale entre les données des modèles régionaux climatiques et des modèles d'impact est exposée. Une méthode de désagrégation existante est présentée et testée sur une période historique dans l'objectif d'évaluer son application dans le cadre d'une analyse d'impact du changement climatique sur l'hydrologie urbaine. Il s'agit d'une première étape qui permet de mettre en évidence les limites de cette méthode et de proposer des adaptations pour des applications hydrologiques.

Ce travail prend fin par une *conclusion générale* et des *perspectives* pour de futurs travaux.

Chapitre 1. Etat de l'art

1.1. Introduction

Basé sur la littérature existante, nous présentons dans ce chapitre le contexte et la problématique de ce travail de thèse. Comme son titre l'indique, nous nous plaçons dans un contexte urbain, plus précisément à l'échelle de la ville et de ses bassins versants. Pour cela, il est donc nécessaire dans un premier temps d'aborder les spécificités de l'environnement urbain par rapport à un environnement dit naturel.

Le terme « hydrologie urbaine » signifie que, nous nous intéressons au cycle de l'eau en ville. Cela implique les différents flux d'eau entre le sous-sol, la surface et l'atmosphère mais également l'interaction de ces derniers avec le bilan d'énergie urbain. En effet, les flux d'eau et d'énergie sont couplés par le biais de l'évapotranspiration ou flux de chaleur latente. Ainsi, nous allons mettre en évidence l'influence de l'environnement urbain sur les processus hydriques et énergétiques.

Par la suite nous expliquerons ce que nous entendons par le changement global et ses principaux enjeux en lien avec l'environnement urbain. Nous nous basons sur les deux facteurs, désormais, les plus récurrents (*Pumo et al., 2017*) : le changement climatique et la pression démographique en lien avec l'urbanisation croissante. Les stratégies d'adaptation et d'atténuation promues dans les projets d'aménagement durables seront présentées en démontrant leurs influences potentielles sur les processus hydriques et énergétiques en ville.

Nous nous concentrerons sur l'évaluation d'impact du changement global à l'aide des outils de modélisation hydrologiques et microclimatiques existants. Nous aborderons les spécificités de la modélisation urbaine et soulèverons les difficultés et les limites actuelles

de ces outils numériques. Nous présenterons plus en détail la plateforme de modélisation SURFEX de Météo France qui offre différents schémas de surfaces pour la modélisation. Basé sur le contexte de notre travail, nous détaillerons les schémas des surfaces urbaines et naturelles et leurs derniers développements.

Nous exposerons les objectifs de la thèse et ainsi les raisons du choix de l'outil numérique. Enfin, la méthodologie de la thèse sera présentée.

1.2. L'environnement urbain

Le milieu urbain se caractérise par une morphologie fortement hétérogène (Figure 1). Il est le résultat d'une longue évolution au travers des siècles, portée par des processus divers de transformation de sol naturel (*Antrop, 2004, Bounoua et al., 2015*). Ainsi, *Gessner et al. (2014)* le décrivent comme un ensemble de systèmes artificiels et naturels interconnectés. Cependant, les systèmes naturels existants sont souvent altérés (écosystème, cycle de l'eau, cycle d'énergie) (*Gessner et al., 2014*).



Figure 1 : Exemple de l'environnement urbain, à la Station Ochanomizu à Tokyo, photo prise par Justin Choulochas (<http://www.mheu.org/>, consulté en juin 2018)

En Europe, la plupart des grandes villes témoignent d'un même développement spatial (*Carlson et Arthur, 2000 ; Rousseaux et al., 2011*). Elles se constituent d'un centre dense en bâtiments avec peu de surfaces naturelles. Ce centre est entouré d'un péricentre avec des logements de plusieurs étages. Plusieurs zones périphériques successives entourent le péricentre, se composant des zones commerciales et industrielles et des zones résidentielles et collectives avec une fraction plus élevée de surfaces naturelles. Notamment ces derniers développements en couronne du péricentre suivent les grands

axes infrastructurels, donnant aux villes d'aujourd'hui souvent une empreinte en forme d'étoile (*Antrop, 2004*).

Cette hétérogénéité en surface se reflète également en sous-sol. Le fait que les villes se sont construites et reconstruites durant plusieurs siècles a amené une juxtaposition des éléments artificiels dans le sol. Les infrastructures souterraines (les tunnels routiers, le métro, et les parkings) et les réseaux artificiels (réseaux d'eau potable, d'assainissement, de gaz, etc.) y cohabitent à différentes profondeurs.

Comme la structure spatiale des grandes villes s'est formée au travers des siècles, les modes de gestion de l'eau ont évolué. Initialement, les réseaux d'assainissement avaient la fonction d'évacuer les eaux usées le plus loin et le plus rapidement possible de la ville sans être traitées, afin de minimiser les problèmes sanitaires et les inondations (*Rauch et al., 2005 ; Fletcher et al., 2015*). De plus, les réseaux hydrographiques naturels ont été canalisés et enterrés pour les mêmes raisons et afin de gagner de la surface constructible en surface. Ainsi, les centres-villes et les péricentres disposent majoritairement d'un réseau d'assainissement unitaire, qui permet d'évacuer les eaux pluviales et usées dans une seule et même canalisation.

A partir de la moitié du XXe siècle, des stations d'épurations sont installées en amont des milieux récepteurs naturels afin de traiter et épurer les eaux usées avant qu'elles ne soient rejetées (*Rauch et al., 2005*). Cependant, le réseau unitaire a une capacité limitée. En cas de surcharge du réseau par temps de pluie, des déversoirs d'orage ou bien des bassins d'orage sont activés. Ces dispositifs permettent d'évacuer une partie des eaux, soit directement vers le milieu naturel, soit temporairement du système jusqu'à la fin de l'évènement. Certains bassins d'orage plus récents peuvent stocker et traiter les eaux (décantation, filtration) avant leur rejet vers le milieu naturel ou à nouveau vers le réseau d'assainissement.

En revanche, dans les développements urbains en périphérie, un réseau d'assainissement séparatif est préconisé avec deux réseaux distincts d'eau pluviale (EP) et d'eaux usées (EU). Cela permet d'éviter la surcharge du réseau et des stations d'épuration en temps de pluie. Ainsi, les eaux pluviales sont considérées comme non-polluées, et emmenées directement vers le milieu naturel.

Plus récemment, des cours d'eau ont été volontairement réouverts et donc réintégrés dans l'environnement urbain comme lieux de récréation et apport en biodiversité. L'objectif n'est plus seulement d'évacuer les eaux pluviales le plus vite possible, mais de les retenir sur place en favorisant une gestion à la source qu'au « tout-tuyau ». Comme une alternative

au réseau d'eau pluviale, des bassins de rétention sont installés et une infiltration de l'eau dans le sol localement à travers différents dispositifs sous le nom de « techniques alternatives » ou « techniques de gestion à la source » est préconisée.

1.2.1. Caractérisation de l'environnement urbain

L'environnement urbain peut être caractérisé par des indicateurs de différentes sciences : l'urbanisme, l'hydrologie, l'écologie, la socio-économie, etc.. Nous allons présenter ceux qui sont pertinent pour ce travail de thèse.

Selon *Rousseaux et al. (2011)*, l'environnement urbain se définit principalement au moyen de trois indicateurs. Premièrement, il se caractérise par l'occupation du sol ; c'est-à-dire la répartition de l'espace entre surfaces construites (bâtiments, voirie, etc.) et surfaces naturelles (végétation, sol nu, plan d'eau). Les deux autres indicateurs sont la morphologie des bâtiments (la hauteur, le volume, le périmètre et la compacité des bâtiments), et ses répartitions spatiales (densité des bâtiments et l'espacement moyen entre les bâtiments). La morphologie urbaine peut également être décrite par la longueur de rugosité de la surface. Elle est un indicateur important influençant les flux turbulents dans la canopée urbaine (*Grimmond et al., 2010*).

Selon *Carlson et Arthur (2000)*, *Grimmond et al. (2010)* et *Vrebos et al. (2014)*, un autre indicateur important pour caractériser l'environnement urbain est le coefficient d'imperméabilisation. Calculé comme le rapport entre la somme des surfaces imperméabilisées et la surface totale considérée, il traduit l'utilisation du sol et sa perturbation potentielle du cycle de l'eau et du bilan d'énergie. Par extension, les surfaces imperméabilisées peuvent être différenciées entre celles qui sont directement connectées et celles non-connectées au réseau d'assainissement. Dans ce cas, on parle du taux des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau d'assainissement (*Sutherland, 1995*), noté dans ce travail comme f_{con} . Cet indicateur permet ainsi de déterminer la quantité d'eau pluviale qui est enlevée de la surface et intégrée au réseau d'assainissement et par la suite emmenée aux station d'épurations ou aux cours d'eau.

Ce taux f_{con} est plus difficile à déterminer que le coefficient d'imperméabilisation (*Berthier, 1999 ; Shuster et al., 2005 ; Vrebos et al., 2014*). Il nécessite une connaissance détaillée des connexions entre les toitures, les voiries et les réseaux d'assainissement. Sa détermination implique ainsi des enquêtes de terrain et une analyse SIG de la topographie et de l'occupation du sol sur la base de données spatiales (Modèle de terrain numérique (MNT), orthophotos, images satellitaires). Il existe également différentes méthodes

empiriques qui s'appuient sur des mesures de terrain (Alley et Veenhuis, 1983 ; Laenen, 1983 ; Sutherland, 1995). Les études montrent que ce taux varie en fonction des bassins versants urbains étudiés et de la méthode d'acquisition appliquée : Vrebos et al. (2014) ont trouvé des taux allant de 48 % à 87 % pour les surfaces urbaines présentes dans 8 sous-bassins du bassin versant de Grote-Nete en Belgique. Berthier (1999) a présenté dans son papier un taux de 84 % dans le cas du bassin versant urbain de Rezé. Shuster et al. (2005) sont allés plus loin en déterminant des taux pour différents types d'occupation urbaine.

1.2.2. Les bassins versants urbains

Comme nous avons pu le constater, le milieu urbain induit une altération croissante des surfaces naturelles et du réseau hydrographique suivant un gradient allant de la campagne jusqu'au centre-ville (Figure 2). De ce fait, en ville, différents types de bassins versants y cohabitent. Il existe des bassins versants dits « péri-urbains » (BVPU), qui comprennent des surfaces plus ou moins urbanisées et plusieurs types de réseaux d'assainissement, ainsi que des surfaces agricoles et/ou un réseau hydrographique naturel. Ces bassins ont fait l'objet de nombreuses études scientifiques et ne sont pas abordés ici (Braud et al., 2010 ; Braud, 2011 ; Furusho, 2011 ; Furusho et al., 2014 ; Labbas et al., 2014).

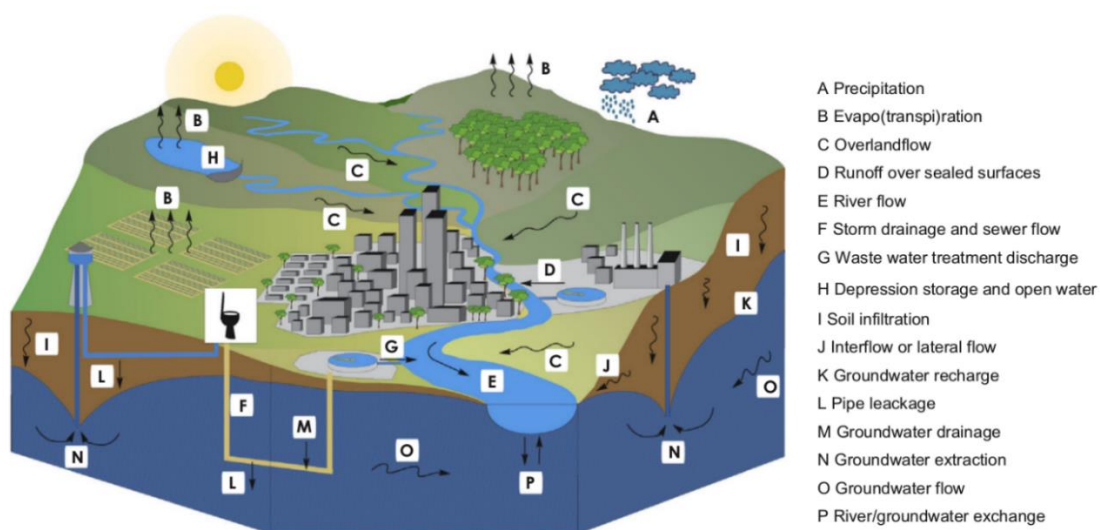


Figure 2 : Schéma d'un bassin versant urbain et influence de l'environnement urbain sur le cycle de l'eau d'après Salvadore et al. (2015).

Nous allons nous concentrer sur des bassins versants dits « urbains ». Selon Salvadore et al. (2015), un bassin versant doit être considéré comme « urbain » lorsque les impacts

anthropiques locaux perturbent fortement les flux hydrologiques. Ces bassins versants sont alors caractérisés par la présence de surfaces peu perméables et par une gestion mixte des infrastructures en eau artificielles et/ou naturelles. Ainsi, un bassin versant situé en centre-ville est habituellement dense en bâtiment avec un coefficient d'imperméabilisation élevé et un taux de surfaces connectées au réseau d'assainissement proche du coefficient d'imperméabilisation (Shuster *et al.*, 2005). En revanche, un bassin versant situé en périphérie est plus apte à intégrer des surfaces naturelles et donc perméables ce qui diminue la densité, le coefficient d'imperméabilisation et le taux des surfaces effectivement connectées au réseau. Cependant, selon Salvadore *et al.* (2015) il n'existe pas une valeur seuil du coefficient d'imperméabilisation qui détermine clairement un bassin versant urbain. Ainsi, ce coefficient peut varier fortement entre 5% et 98%, selon les valeurs recensées par Salvadore *et al.* (2015) concernant les bassins versants dits « urbains ».

La spécificité des bassins versants urbains est que leur délimitation ne dépend pas uniquement de la topographie, mais également de la gestion des eaux. Les stations d'épuration sont parfois localisées en fonction des frontières administratives (Vrebos *et al.*, 2014). Ainsi, l'eau usée collectée dans les différents sous bassins versants urbains est amenée en-dehors de ces limites topographique, tandis que l'eau pluviale peut emprunter différents chemins en fonction de sa gestion. Il est donc possible que la délimitation d'un bassin versant change en temps de pluie, en fonction de l'activation des déversoirs d'orage ou des connexions à un réseau naturel en-dehors du bassin. Cet aspect doit être pris en compte (Figure 3).



Figure 3 : Délimitations d'un bassin versant péri-urbain en fonction du temps sec ou du temps de pluie. Les surfaces en gris foncé représentent des sous-bassins urbains, les surfaces pointillées représentent les sous-bassins connectés au réseau hydrographique naturel via des déversoirs d'orage (Jankowsky *et al.*, 2013)

Dans le cas des bassins versants où le réseau d'assainissement est séparatif, il est possible qu'il existe des erreurs de connexion entre les deux réseaux. C'est-à-dire que les eaux pluviales peuvent être connectées au réseau d'eaux usées et inversement les eaux usées peuvent être branchées au réseau d'eau pluviale (*Breil et al., 1993 ; Belhadj et al., 1995 ; Raynaud et al., 2008*).

De ce fait, la détermination du coefficient d'imperméabilisation et du taux des surfaces effectivement connectées au réseau d'assainissement devient malaisée et ne correspond plus au calcul traditionnel (*Vrebos et al., 2014*).

1.3. Le changement global et ses impacts sur les bilans hydriques et énergétiques urbains

Dans ce travail, l'expression du changement global inclut deux grandes tendances d'actualité : le changement climatique et l'urbanisation. Ces deux évolutions sont identifiées à l'échelle mondiale comme les plus fréquentes auxquelles l'environnement urbain devra faire face (*Chu et al., 2017 ; Pumo et al., 2017*). En effet, les deux sont reliées entre elles de manière complexe impactant l'utilisation et la transformation du territoire. D'un côté, l'environnement urbain affecte tout l'écosystème et ainsi la capacité potentielle des villes à s'adapter au changement climatique (*Chu et al., 2017*). De l'autre côté, les villes et ses habitants sont les facteurs principaux du changement climatique à l'échelle globale (*Grimmond et al., 2010*). Il s'établit ainsi un cycle vicieux : une augmentation de la population et des surfaces urbaines entraîne une vulnérabilité plus forte et favorise l'apparition des aléas tels que les crues rapides et les îlots de chaleur. Parallèlement, les projections de changement climatique indiquent une augmentation de la fréquence et de l'intensité de ces aléas (*EEA, 2012*). Ainsi, les zones urbaines sont sujettes à des risques élevés (*Thouret et D'Ercole, 1996*).

1.3.1. L'urbanisation

L'urbanisation est une évolution du monde actuel (*Fletcher et al., 2013*). Les villes sont des centres économiques et innovateurs promettant un nouveau mode de vie de courtes distances et d'une accessibilité totale aux services et paysages. Ces développements font que, plus de la moitié de la population mondiale et environ trois quarts de la population européenne vive actuellement dans des villes (*EEA, 2012 ; Shen et al., 2012 ; Bach et al., 2014 ; Revi et al, 2014, Salvatore et al., 2015, Chu et al., 2017*). Il est attendu que d'ici 2050, plus de 80% de la population européenne soit concentrée dans de grandes zones

urbaines (*Schirmer et al., 2013*). Cette pression démographique croissante a pour conséquence une urbanisation rapide, qui se traduit généralement par deux processus : l'étalement urbain et la densification des surfaces déjà urbanisées.

La transformation des sols naturels en sols urbains est considérée comme étant la plus durable et problématique des transformations (*Stepherd et al., 2013 ; Bounoua et al., 2015 ; Price et al., 2015 ; Chu et al., 2017*). Du fait de l'accroissement des surfaces imperméabilisées au détriment des surfaces végétalisées et des zones tampons naturelles, les impacts sur les cycles écologiques, hydrologiques et énergétiques sont considérables à l'échelle locale, et même à l'échelle régionale (*Bounoua et al., 2015 ; Salvadore et al., 2015*). De plus, l'activité anthropique génère de la pollution atmosphérique, susceptible d'altérer le climat (*Grimmond et al., 2010*). Ainsi, les villes impactent toutes les composantes météorologiques (précipitation, humidité, température, vent, rayonnement solaire) qui ont en revanche eux-mêmes une influence directe sur l'homme.

De ce fait, les études scientifiques se sont multipliées durant ces dernières décennies, analysant les différents effets de l'urbanisation sur les interfaces et les interactions sol-surface-atmosphère. *Lerner (2002)* a discuté la recharge de la nappe en milieu urbain. *Shuster et al. (2005)* ont analysé l'impact de l'imperméabilisation sur l'hydrologie des bassins versants urbains. *Le Delliou et al. (2009)* ont démontré l'influence du réseau d'assainissement sur les écoulements souterrains. *Karpf et Krebs (2011)* ont quantifié l'apport du ruissellement de surface et d'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement. *Ramier et al. (2010)* ont analysé le comportement hydrologique des routes urbaines. *Sage et al. (2015)* ont comparé les approches différentes du contrôle de la pollution à la source à l'échelle internationale. *Robitu et al. (2006)* traitent la question de l'influence de la végétation et des surfaces d'eau sur le microclimat urbain. *Guillaume et al. (2014)* ont étudié l'influence de la végétation sur l'ambiance sonore en ville. Par la suite nous nous concentrerons uniquement sur les flux d'eau et d'énergie.

Bounoua et al. (2015) et *Mestayer et al. (2011)* constatent que le cycle de l'eau et le bilan d'énergie sont des systèmes fortement interdépendants en zone urbaine. Les activités anthropiques, le manque de surfaces végétalisées, la forte présence de surfaces peu perméables et partiellement ou totalement connectés aux réseaux hydrographiques (réseaux d'assainissement, ruisseaux canalisés) modifient le cheminement et la répartition des différentes composantes du cycle de l'eau (Figure 4) (*Pumo et al., 2017 ; Schirmer et al., 2013*). Ainsi, il semble qu'en milieu urbain, les flux d'eau horizontaux sont privilégiés au détriment des flux d'eau verticaux (*Mestayer et al., 2011*).

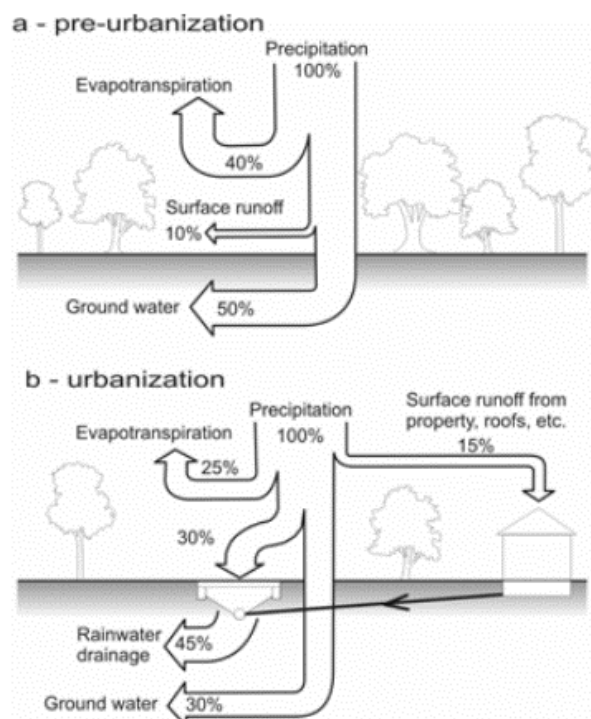


Figure 4 : Comparaison du cycle de l'eau en environnement naturel et urbain (WMO, 2012)

En effet, les surfaces peu perméables limitent les processus d'infiltration des eaux dans le sol. De plus, les tranchées des réseaux artificiels ou les réseaux eux-mêmes par défaut d'étanchéité peuvent contribuer à drainer une partie des eaux du sol, s'ils se situent en condition saturée. Ainsi ces deux processus contribuent à l'assèchement des sols, à la diminution de l'écoulement sous la surface et du niveau de la nappe phréatique. En revanche, ces effets peuvent être atténués par des activités anthropiques, comme l'arrosage, les dispositifs de gestion des eaux pluviales à la source (noues, tranchées, etc.), les fuites d'eau du réseau d'eau potable ou bien les exfiltrations du réseau d'assainissement ou des bassins de rétention dans le cas où le sol n'est pas saturé.

Le fait que la capacité d'infiltration et la rugosité des surfaces artificielles soient plus faibles que celle des surfaces naturelles, diminue la capacité de rétention en surface. De plus, les différentes infrastructures urbaines favorisent un ruissellement de surface direct et rapide vers les réseaux d'assainissement et/ou les cours d'eau lors d'un évènement pluvieux.

De ce fait, les bassins versants urbains se caractérisent par un temps de réponse et un temps de concentration plus court que des bassins versants naturels (Fletcher et al., 2013). La vitesse de l'écoulement est plus élevée et le débit de pointe augmente ainsi que sa fréquence (Pumo et al., 2017). En temps de fortes pluies, cela peut alors aboutir à des

crues rapides, de forts débits, générant des inondations connues sous le nom de « urban flash floods » (*Chang et Guo, 2006*). En revanche par temps sec, l'étiage est accentué et sa durée allongée (*Hamel et al., 2013*). L'ensemble de ces phénomènes est aussi appelé « le syndrome des cours d'eau urbains » (*Schirmer et al., 2013 ; Gessner et al., 2014*). Selon *Schirmer et al. (2013)*, il est fortement probable que ces effets influencent la quantité et qualité des interactions hydriques entre la surface et la nappe.

La réduction de surfaces naturelles et de la fraction de végétation a également un impact sur la capacité d'interception et de rétention, sur l'activité photosynthétique et la transpiration. Un stockage en eau réduit dans le sol abaisse les capacités d'évapotranspiration (*Lemonsu et al., 2013*). Toutefois, l'évapotranspiration est un élément intervenant à la fois dans le bilan hydrique et dans le bilan énergétique (*Mestayer et al., 2011 ; Mitchell et al., 2008*). Ainsi une diminution d'évapotranspiration équivaut à une diminution des flux de chaleur latente et par conséquent modifie les composantes des bilans énergétique et radiatif urbains.

La combinaison du manque de surfaces végétalisées, d'une géométrie étroite des rues, d'une rugosité de surface élevée et d'un albédo faible des surfaces artificielles, affecte les flux turbulents et la diffusion de chaleur et de polluants (*Grimmond, 2007 ; Bounoua et al., 2015*). La ventilation des rues peut diminuer et le piégeage radiatif du rayonnement solaire en surface peut augmenter pendant la journée. Les surfaces réchauffées émettent ensuite du rayonnement infrarouge qui entraîne une augmentation des flux de chaleur sensible et donc un stress thermique important pendant la nuit. A cela, s'ajoute la consommation accrue d'énergie générant des puits de chaleur. Selon *Jochner et Menzel (2015)*, la température de l'air en zone urbaine est en moyenne de 0,5 à 3°C plus élevée que son environnement rural (Figure 5). Ce phénomène, plus intense la nuit que le jour, est connu sous le nom d'« îlot de chaleur urbain (ICU)¹ » (*Pigeon et al., 2008 ; Grimmond et al., 2010 ; de Munck, 2013 ; Coseo et Larsen, 2014 ; Masson et al., 2014 ; Melaas et al., 2016*). Les îlots de chaleur affectent la santé des hommes et ils sont reconnus comme phénomène météorologique mortel, comme démontre la vague de chaleur en 2003 en France avec 15000 victimes (*Grimmond et al., 2010*).

Pigeon et al. (2008) constatent également une influence sur l'épaisseur de la couche limite urbaine (jusqu'à 250m en plus) par rapport à celle de l'environnement rural. Cela a notamment une influence sur la dispersion des polluants et sur la ventilation naturelle. La

¹ « ICU désigne l'excès de la température de l'air souvent observée dans les basses couches dans les zones urbaines, en comparaison avec les zones rurales qui les entourent » (*Pigeon et al. (2008)*).

modification des flux énergétiques entre la surface et l'atmosphère en ville peut influencer la météorologie locale, avec pour conséquence des précipitations, des orages de chaleur et des couvertures nuageuses plus fréquentes. L'un de ces effets est notamment la modification des flux d'air à méso-échelle autour des villes qui peut affecter la direction des orages convectifs (Bornstein et Lin, 2000 ; Grimmond et al., 2010).

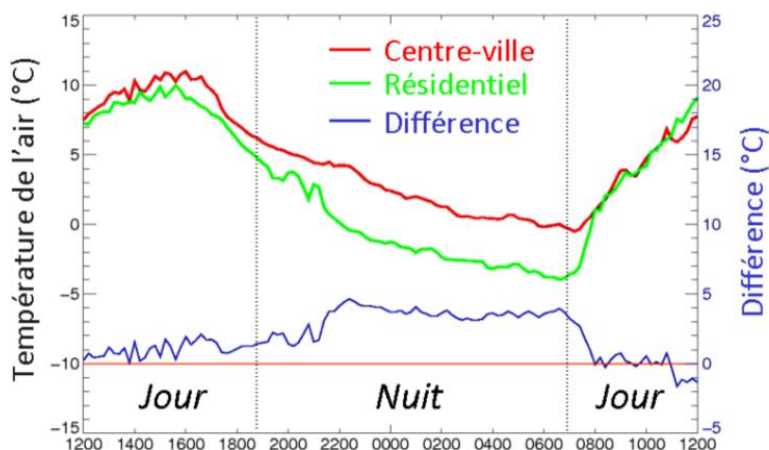


Figure 5: Exemple de l'évolution diurne des températures de l'air en centre-ville et en zone résidentielle à Toulouse le 25 février 2005 pendant la campagne CAPITOUL (2004-2005) (Pigeon et al., 2008).

1.3.2. Le changement climatique

Même si certaines personnes nient l'existence du changement climatique (<http://www.lefigaro.fr>, consulté en juin 2018), la communauté scientifique du « groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) » est du même avis (Bates et al., 2008): le réchauffement climatique global est en marche, influençant les cycles de l'eau et de l'énergie sur toute la planète (Figure 6). Il n'y a plus aucun doute que l'activité humaine impacte les systèmes climatiques à travers l'évolution croissante de l'urbanisation et une hausse significative des émissions de gaz à effet de serre (Mesquida et Guirkingner, 2015). En effet, plus de 70 % des émissions anthropiques de carbone proviennent des zones urbaines (Grimmond et al., 2010). Selon Mills (2007), Grimmond et al. (2010) et Mesquida et Guirkingner (2015), les villes les plus développées situées en hémisphère nord sont responsables de l'émission de plus de la moitié des gaz à effet de serre mondiaux. Cependant, les villes les moins développées sont les plus vulnérables à ce changement.

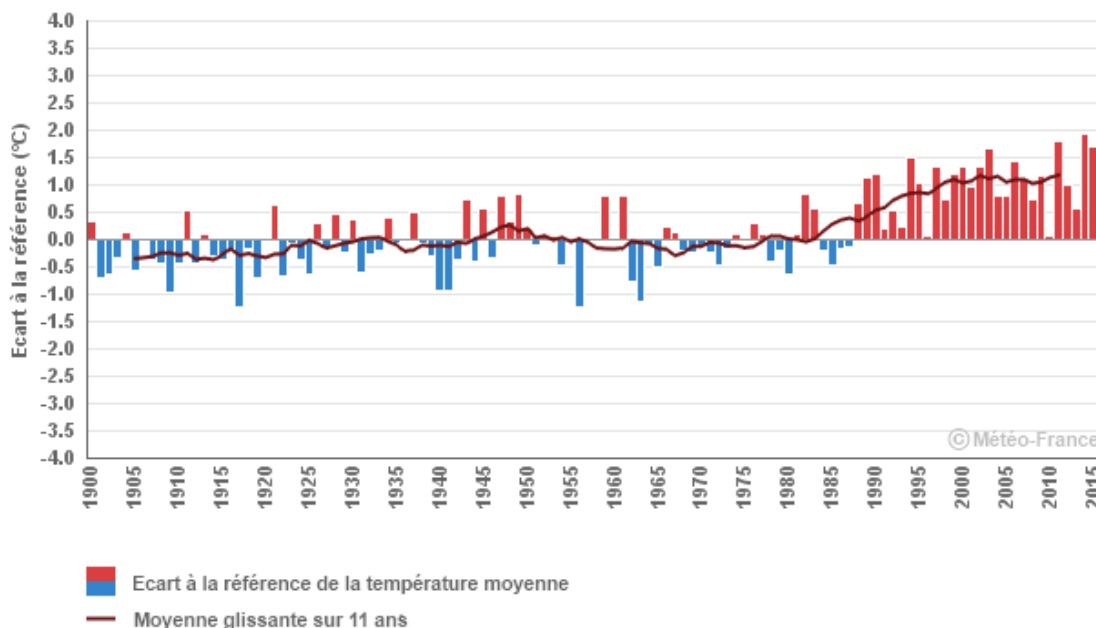


Figure 6: L'évolution de la température moyenne annuelle à l'échelle de la France métropolitaine : écart à la période de référence 1961-1990 et moyenne glissante (<http://www.meteofrance.fr>, consulté en juillet 2018)

De nombreux effets du changement climatique sur les différents systèmes terrestres (écosystèmes, cycles de l'eau et de l'énergie) ont été évalués ces dernières décennies (Boé *et al.*, 2009 ; Schmidt, 2009 ; Willems *et al.*, 2012 ; Chauveau *et al.*, 2013). Selon Pumo *et al.* (2017), les impacts sur le cycle de l'eau sont les plus étudiés. Cependant, il existe des incertitudes concernant les évolutions climatiques futures. Elles dépendent de plusieurs facteurs à l'échelle globale mais également à l'échelle plus fine. Le GIEC-AR5² a établi des scénarios climatiques, correspondant à quatre hypothèses différentes sur l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre (RCP 2.6, 4.5, 6 et 8.5) (Pumo *et al.*, 2017). Ces scénarios permettent de faire différentes projections sur le climat futur jusqu'en 2300.

A l'échelle globale, ces projections climatiques prévoient une amplification du réchauffement climatique, une augmentation du niveau de la mer et des événements météorologiques extrêmes (IPCC, 2014 ; Masson *et al.*, 2014 ; de Munck *et al.*, 2017), comme par exemple des vagues de chaleur, des fortes pluies et tempêtes. De plus, les régimes et les réponses hydrologiques de nombreux bassins versants dans le monde seront modifiés (Pumo *et al.*, 2017).

² GIEC-AR5 : Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat - 5th Assessment Report (cinquième rapport d'évaluation)

Ces tendances globales se répercutent également à l'échelle européenne, régionale et locale. Par exemple les tendances du changement climatique à l'échelle de la France ont été résumées par *Ouzeau et al. (2016)*. Ainsi, à l'horizon 2071-2100 ils prévoient une forte hausse des températures moyennes avec une augmentation des jours de vagues de chaleur en été et une diminution des extrêmes froids en hiver (Figure 7). *Chauveau et al. (2013)* indiquent une augmentation potentielle des températures moyennes entre 1,4°C et 3°C. Si l'augmentation des températures est un phénomène général, l'évolution de la pluviométrie annuelle reste incertaine (*NM, 2014 ; Lotfi, 2015 ; Ouzeau et al., 2016*). Ainsi, les tendances d'évolution des précipitations varient en fonction des modèles régionaux appliqués. Toutefois, quelques-uns prévoient une augmentation des précipitations hivernales et des phénomènes météorologiques plus extrêmes (pluies de fortes intensités et sécheresses) mais avec une forte variabilité spatiale sur le territoire français. A l'échelle des bassins versants français, *Boé et al. (2009)* et *Chauveau et al. (2013)* trouvent à l'échelle de l'année une tendance à la diminution du débit moyen et du débit d'étiage des cours d'eau, de l'humidité des sols et de la couverture de neige, impactant les ressources en eau.

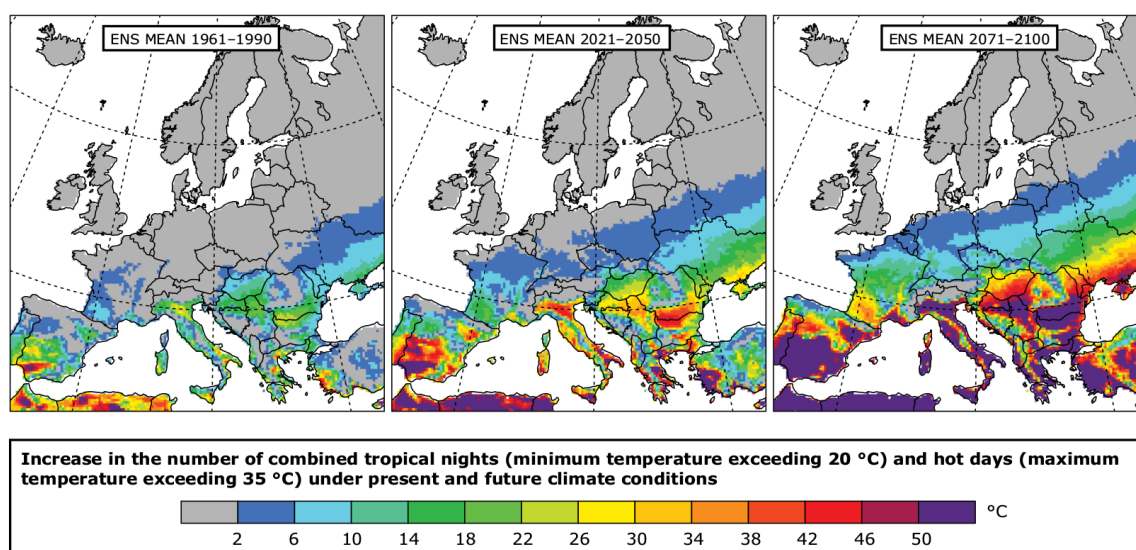


Figure 7 : Augmentation potentielle de nombre des nuits tropicales (température minimale > 20°C) et des jours chauds (température maximale > 35°C) pour les conditions climatiques historiques et futur d'après EEA (2012).

A l'échelle de la ville, cela se traduit par une potentielle augmentation des phénomènes météorologiques déjà existants, tels que les inondations extrêmes et les îlots de chaleur urbains (*EEA, 2012 ; Masson et al., 2014 ; de Munck et al., 2017*). L'expansion des zones urbaines et une demande accrue d'énergie et d'eau assurent certains standards de confort (climatisation, irrigation) et font des villes des territoires particulièrement vulnérables. Les

questions d'adaptation et d'atténuation y sont ainsi les plus importantes (*de Munck et al., 2017*). Ainsi, en plus des stratégies d'atténuation de l'émission des gaz à effet de serre à l'échelle globale, *Masson et al. (2014)* mettent en avant des stratégies d'adaptation à l'échelle de la ville, qui sont adaptées aux développements, aux caractéristiques et aux gouvernances locales. Cependant l'aménagement urbain est une action progressive de longue durée qui doit anticiper les effets attendus du changement global.

1.4. Les stratégies d'adaptation

Les stratégies d'adaptation des villes à ce changement global peuvent être appliquées à différentes échelles. En général, elles visent à améliorer la qualité des espaces, le confort et les ambiances urbaines tout en diminuant l'impact sur l'environnement. Ainsi, elles peuvent être intégrées directement dans l'aménagement urbain (réaménagement des zones urbaines, végétalisation), ou bien être appliquées à une plus petite échelle comme par exemple des bâtiments (climatisation, isolation, ombrage). Dans ce travail, nous nous focaliserons sur les stratégies d'adaptation, basées sur la nature, qui sont considérées bénéfiques à la fois pour le cycle de l'eau et pour le bilan d'énergie.

1.4.1. Intégration de la végétation en ville

Les solutions d'adaptation basées sur la nature ou NBSs (Nature Based Solutions), font souvent référence à des infrastructures urbaines vertes³ et bleues (*Demuzerre et al., 2014 ; Kabisch et al., 2017*). Elles sont nombreuses et variées en terme de conception et peuvent être appliquées à différentes échelles. Quelques exemples sont, l'introduction des trames vertes et bleues en ville, la végétalisation des rues et des places avec des arbres, les toitures ou façades végétalisées (revêtement des façades, brise-soleil), des noues et fossés végétalisés, des bassins en eau etc. Certains de ces dispositifs peuvent être considérés comme des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, également connus comme gestion intégrée des eaux urbaine (IUWM) (*Niemczynoxicz, 1999 ; Bahri, 2012 ; Mitchell, 2006 ; Bach et al., 2014*) ou bien comme des systèmes urbains de drainage durable (SUDSs) (*Woods Ballard et al., 2007 ; Fletcher et al., 2015*).

Selon *EC (2015)*, les NBSs sont appliquées en environnement urbain dans l'objectif :

⇒ de promouvoir une urbanisation durable,

³ Les infrastructures vertes sont des réseaux interconnectés des espaces verts (naturels ou planifiés), proposant des bienfaits écologique, sociale, économique et climatique (*Matthews et al., 2015 ; Norton et al., 2015*)

- ⇒ de rétablir les écosystèmes,
- ⇒ de l'adaptation et de l'atténuation du changement climatique,
- ⇒ d'améliorer la gestion des risques et la résilience.

Les aménagements urbains basés sur la nature sont multifonctionnels et permettent d'influencer positivement non seulement les bilans hydrique, énergétique et radiatif, mais également l'acoustique, la pollution urbaine (*Musy et al., 2014*) et la santé des citoyens (*van den Bosch et Sang 2017 ; Kabisch et al., 2017*). Les effets sur les flux d'eau et d'énergie sont directs ou indirects (*Gunawardena et al., 2017*). Les principaux se résument de la façon suivante :

- ⇒ La végétation intercepte une partie du rayonnement solaire incident pendant la journée. De plus, la végétation haute (arbres) procure de l'ombre aux surfaces en-dessous, ce qui limite également leur réchauffement (*de Munck, 2013 ; Redon et al., 2017*). Ainsi, cela contribue à une réduction de la température de l'air et influence localement le microclimat (*Gunawardena et al., 2017*).
- ⇒ La rétention et le stockage de l'eau sur les surfaces naturelles (feuillage des plantes, surfaces d'eau) et dans le sol diminue le ruissellement de surface (*Smets et al., 2018*). De plus, cela augmente la capacité de transférer l'énergie de la surface dans l'atmosphère à travers l'évaporation et ainsi augmente potentiellement le refroidissement de l'air (*Oke, 1987 ; Gunawardena et al., 2017*).
- ⇒ La transpiration des végétaux permet également de produire de la vapeur d'eau en consommant de l'énergie. Ce processus participe ainsi au refroidissement de l'environnement attenant pendant la journée (*Taha et al., 1991*). En générale, 99% d'eau et 50% d'énergie absorbées par les plantes sont converties en transpiration. La capacité de transpiration dépend de la plante elle-même (espèce, croissance) et de la saison, mais également du forçage atmosphérique (température, humidité, ensoleillement, vent) et de l'humidité disponible dans le sol (*Oke, 1987*).

Ces processus interviennent dans l'hydrologie et dans le microclimat en environnement urbain en atténuant les effets de crues rapides urbains et d'îlot de chaleur (*Taha et al., 1991 ; Taha, 1997 ; Demuzere et al., 2014*). L'impact de ces dispositifs a été étudié sous différentes formes et à différentes échelles. Les impacts hydrologiques des toitures végétalisées ont été analysés par *Voyde et al. (2010)* et *Stovin et al. (2012)*. La capacité d'interception des arbres en ville, afin de diminuer le ruissellement de surface a été analysée par *Smets et al. (2018)*. Les bienfaits thermo-énergétiques des enveloppes

végétales des bâtiments ont été démontrés par de nombreuses études (*Kontoleon et Eumorfopoulou, 2010 ; Mazzali et al., 2013 ; de Munck et al., 2013 ; Malys et al., 2016*). *Musy et al. (2015)* ont trouvé que les toitures végétalisées ont plutôt un effet direct sur le bâtiment lui-même qu'indirect sur l'environnement attenant. Les effets positifs de la végétation arborée en ville ont été démontrés avec une amélioration du confort thermique local dans les rues (*Coutts et al., 2015 ; Joshi et Joshi, 2015 ; Mullaney et al., 2015*) et une diminution de la consommation énergétique des bâtiments (*Abdel-Aziz et al., 2015 ; Ko et al., 2015*). *Robitu et al. (2006)* et *Feyisa et al. (2014)* soulignent l'efficacité des parcs concernant l'atténuation de la température de l'air et ainsi sur les îlots de chaleurs. Une étude à Glasgow a promu qu'une augmentation des espaces verts actuels de 20% permettrait de diminuer l'apparition des phénomènes d'îlot de chaleur au moins d'un tiers (*Emmanuel et Loconsole, 2015*). Enfin, des études de projection à plus grande échelle à travers des scénarios ont émergé afin d'évaluer des stratégies de végétalisation sur le cycle de l'eau et le climat urbain (*Chancibault et al., 2014*).

Comme le démontrent les exemples précédents, l'impact des stratégies d'aménagement basées sur l'intégration des infrastructures vertes et bleues peuvent avoir des impacts considérables sur les bilans en eau et en énergie en ville. Toutefois, les effets thermiques et hydriques de ces infrastructures restent fortement influencés par leur propre apparence (échelle, géométrie, densité) ainsi que par les conditions environnantes (morphologie, rugosité de la canopée urbaine, climat) (*Gunawardena et al., 2017*). De ce fait, *Gunawardena et al. (2017)* ont conclu dans leur étude vis-à-vis de la capacité d'atténuation des infrastructures vertes et bleues sur les îlots de chaleur, qu'il n'existait pas de stratégie d'aménagement universelle. Il est donc nécessaire de se baser sur des études d'impact adaptées aux conditions locales, afin de quantifier et qualifier leur influence potentielle sur le microclimat urbain face aux changements climatique et démographique.

1.5. L'étude d'impact

L'évaluation d'impact des changements globaux sur la ville est primordiale à la politique d'aménagement et de gestion en environnement urbain. D'un côté, elle permet d'analyser les impacts potentiels de l'urbanisation et du changement climatique sur les écosystèmes et les bilans en eau et en énergie urbains. De l'autre côté, elle permet de mettre en place des stratégies d'adaptation et d'atténuation adéquates aux changements futurs. L'évaluation d'impact est donc un outil d'aide à la décision pour les autorités locales. Elle peut se baser sur des études de terrain ou bien des sites expérimentaux comme par

exemple « Sense City⁴ ». Ainsi, des modèles d'échelle, prenant en compte ces données expérimentales, contribuent largement à la compréhension des phénomènes hydro-microclimatiques dans l'atmosphère urbain (*Grimmond et al., 2010*). Toutefois, les dispositifs expérimentaux sont coûteux et ne permettent pas toujours de prendre en compte toutes les conditions relatives aux phénomènes étudiés. Un autre outil est la modélisation statistique qui permet une évaluation simple des impacts. Cependant, elle nécessite des observations sur le long terme et représentatives des conditions locales dans lesquelles les modèles ont été développés (*Grimmond et al., 2010*). La modélisation numérique est une autre alternative qui permet de faire des extrapolations d'impact dans le temps. C'est ainsi que de nombreuses études d'impact à multi-échelles ont été entreprises, basées sur la modélisation des différents processus urbains, de nature hydrologique, microclimatique ou bien acoustique ou en lien avec la pollution. Dans le même contexte *Pigeon et al. (2008)* présentent une future approche « de modélisation intégrée de la ville ». Cela se basera sur le couplage de ces outils numériques dédiés à l'origine à une seule composante du système urbain (hydrologie, microclimat, pollution, acoustique). Les bénéfices d'une telle approche seront multiples et permettront de prendre en compte les interactions entre les différents systèmes physiques de la ville. Ainsi ce travail de thèse s'inscrit à la suite de cette perspective.

Dans le cadre de l'hydro-microclimatologie, nous allons nous intéresser à la spécificité de la modélisation urbaine. Cela nous permettra par la suite de mieux cibler l'approche et l'outil de modélisation les plus adaptés dans le cadre de ce travail.

1.5.1. Les spécificités de la modélisation urbaine dans le contexte hydro-microclimatique

La modélisation en ville nécessite une approche prenant en compte la spécificité du climat, la morphologie, la gestion des eaux et les observations disponibles de la zone urbaine étudiée (*Grimmond et al., 2010*). Le choix des modèles dépend alors de plusieurs critères (*Best et Grimmond, 2014*) : i) à quelle échelle spatio-temporelle le modèle est appliqué ? ii) Quel régime (représentation des valeurs extrêmes ou des chroniques temporelles en continu) cherche-t-on à modéliser et finalement iii) quels processus doivent être représentés avec quel niveau de détail ? Ces questions sont interdépendantes.

⁴ « Sense City est un équipement d'excellence (chambre climatique) du programme d'investissement d'avenir de l'ANR, courant sur la période 2011-2019 » (<http://sense-city.ifsttar.fr/>, consulté en octobre 2018)

1.5.1.1. Quelle échelle ? - Discrétisation temporelle et spatiale

Les questions de discrétisation spatiale et temporelle sont des éléments clés en modélisation urbaine (*Grimmond et al., 2010, Fletcher et al., 2013*). Les échelles temporelle et spatiale doivent être adaptées à l'objectif de l'étude et il doit y avoir une cohérence entre les données disponibles et les processus considérés (*Dehotin et Braud, 2008 ; Smith et al., 2005*). Ainsi, cela conditionne le choix du modèle mais aussi la collecte de données.

Considérant la discrétisation spatiale des modèles, il existe des modèles globaux et distribués. Ainsi les modèles globaux représentent les bassins versants ou le domaine d'étude (quartier par exemple) comme une entité globale avec des caractéristiques uniformes. Les modèles distribués permettent de discrétiser l'espace au sein du domaine étudié (mailles, unités) et donc de prendre en compte une certaine variabilité spatiale météorologique et physiographique. Ainsi en environnement urbain, les modèles distribués seront mieux adaptés à l'hétérogénéité. Selon *Dehotin et Braud (2008)*, ils sont des outils adéquats pour analyser l'impact des changements globaux sur le cycle de l'eau. La discrétisation spatiale peut prendre plusieurs formes. Il existe ainsi des maillages réguliers (carrées) (*Masson, 2000 avec TEB ; Furusho et al., 2013 avec ISBA-TOPMODEL*) ou topographiques (sous-bassins, courbe de niveau, triangles irréguliers) (*Rossmann, 2010 avec SWMM ; DHI, 2012 avec MIKE-URBAN*) ou bien basés sur des éléments urbains (*Morena, 2004 ; Rodriguez et al., 2008 avec URBS*).

1.5.1.2. Quel régime ? – Extrême ou continu

La question d'échelle importe directement au choix de la représentation du régime. Si l'objectif de l'étude est d'évaluer des processus extrêmes urbains à court terme, des échelles spatiale et temporelle fines doivent être choisies, contrairement à l'analyse des processus sur une longue période sous forme de régime. Ainsi selon l'approche choisie, la prise en compte des processus et des échelles diffèrent. Nous distinguons alors les modèles événementiels, destinés à simuler des processus lors d'évènements bien définis, des modèles continus, destinés à simuler l'ensemble des processus en continu pendant des chroniques temporelles.

1.5.1.3. Quels processus ? - Avec quel détail ?

Comme nous l'avons vu précédemment, la question de la représentation des processus est fortement liée à l'objectif de la modélisation, ainsi qu'aux questions d'échelle et de régime. Elle conditionne la demande de données d'entrée et le temps de calcul des

modèles. De ce fait, la spécification des processus à représenter et selon quel niveau de détail, nécessite plus de réflexion. Tout d'abord il est important de se rappeler qu'un modèle est une représentation simplifiée de l'environnement et de ses processus (Roche et al., 2012). Toutefois, cette simplification varie entre les différents modèles. Ainsi, Best et Grimmond (2014) ont démontré ces différents niveaux de détail avec un schéma représentant le bilan énergétique des modèles énergétiques (Figure 8).

Dans la perspective de représentation des processus hydrologiques, la littérature fait également la distinction entre les modèles empiriques, les modèles conceptuels et ceux à base physique. Ainsi, les modèles empiriques sont des modèles qui ne nécessitent aucune connaissance a priori des processus. Les modèles conceptuels (ex. modèles à réservoirs) sont très schématisés et se basent sur une certaine connaissance de l'utilisateur des processus hydrologiques. Les modèles à base physique se basent sur la représentation physique des processus et sont donc souvent très détaillés avec un nombre élevé de paramètres. En hydrologie, les modèles conceptuels et à base physique peuvent souvent nécessités d'être calés. Selon Labbas (2015), la limite entre les deux n'est pas nette, ce qui l'amène à les nommer « orientés processus ».

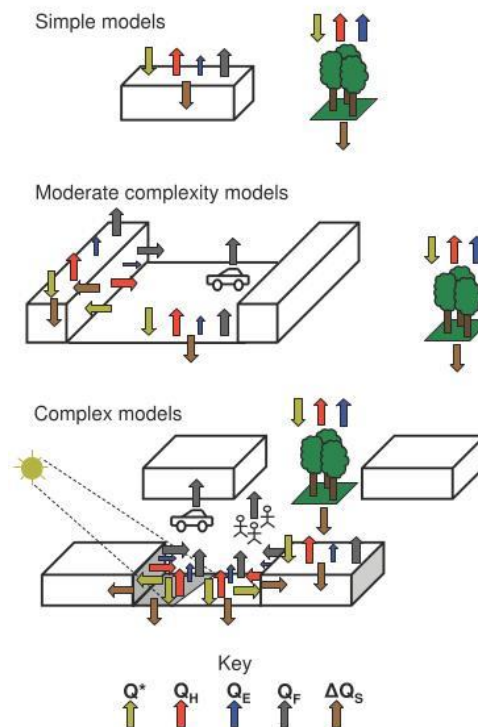


Figure 8: Schémas représentant le bilan énergétique des différents modèles selon différents niveaux de complexités.

Q^* est le rayonnement net incident, Q_H est le flux de chaleur sensible, Q_E le flux de chaleur latente, Q_F le flux anthropique, et ΔQ_S le stockage du flux de chaleur (Grimmond et al., 2011 ; Best et Grimmond, 2014)

Considérant ces propos, une analyse d'impact des stratégies d'adaptation, notamment basées sur des infrastructures vertes et bleues ou NBSs, sur les bilans hydrique et énergétique urbains doit alors répondre à ces questions de la manière suivante :

- ⇒ Selon *Niemczynowicz (1999)* et *Grimmond et al. (2010)*, les processus hydrologiques en environnement urbain doivent être considérés à des échelles temporelles et spatiales beaucoup plus fines que celles des zones rurales. La discrétisation spatiale et temporelle nécessite donc une adaptation correspondant à la taille des bassins versants urbains et aux données disponibles. Par exemple, une analyse du comportement hydrologique des petits bassins versants urbains nécessite une discrétisation temporelle et spatiale fine du champ de pluie (*Smith et al., 2002*). La littérature évoque souvent des échelles temporelles horaires voir infra-horaires et des échelles spatiales très variables allant de quelques hectares à quelques centaines d'hectares.
- ⇒ L'étude complète des bilans hydrique et énergétique urbains à l'échelle saisonnière ou annuelle implique une considération des tous les processus hydro-énergétiques. Ainsi, le modèle en question devrait traiter avec le même détail la représentation des processus hydrologiques et énergétiques (*Furusho, 2012*). Le couplage entre les deux bilans devient alors un élément clé (*Mitchell et al., 2008*).
- ⇒ Les objectifs de représenter l'hétérogénéité urbaine et d'analyser l'ensemble des processus hydro-microclimatiques sur le long-terme face au changement climatique et démographique incitent à l'application des modèles distribués, continus, soit conceptuels, soit à base physique.

Par la suite, nous nous intéressons à la question des modèles hydrologiques et microclimatiques existants, permettant de prendre en compte les critères exposés ci-dessus. L'objectif est alors de retenir celui qui sera adapté à ce travail de thèse.

1.5.2. Les modèles urbains pour l'eau et l'énergie

Les modèles urbains peuvent être classés par leur champ d'application. Considérant notre intérêt pour le cycle de l'eau et le bilan d'énergie, nous distinguons ainsi les modèles hydrologiques des modèles microclimatiques.

Le progrès en modélisation hydrologique urbaine au cours de la période récente ressort assez nettement des états de l'art consacrés à ce sujet : *Fletcher et al. (2013)* pour un état

de l'art en hydrologie et modélisation hydrologique urbaine, *Salvadore et al. (2015)* sur la modélisation hydrologique des bassins versants urbanisés, *Bach et al. (2014)* sur la modélisation intégrée des eaux urbaines. Parallèlement, les modèles microclimatiques sont développés. Ainsi, *Best et Grimmond (2012)* et *Grimmond et al. (2010 et 2011)* recensent un grand nombre de schémas de surfaces urbains avec l'objectif de simuler le microclimat et les flux énergétiques en ville.

Nous allons donc présenter, d'un côté, des modèles hydrologiques et de l'autre, des modèles microclimatiques urbains. Cependant, l'intégration récente de NBSs dans l'aménagement urbain en vue du changement global incite à utiliser des modèles pluridisciplinaires comme indiqué par *Pigeon et al. (2008)*. Cela nous amène à la question des modèles hydro-microclimatiques, qui ont la capacité de traiter en même temps les bilans hydrique et énergétique.

1.5.2.1. Modèles hydrologiques

Dans le passé, l'étude de l'eau en milieu urbain était majoritairement axée sur le dimensionnement des réseaux de drainage urbains et sur leur fonctionnalité lors d'événements extrêmes (inondations). Des modèles hydrauliques ont ainsi été utilisés pour analyser la relation pluie-débit, pendant que l'évapotranspiration, et de façon plus générale les échanges sol-atmosphère, n'était pas une préoccupation majeure (*Berthier et al., 2006 ; Fletcher et al., 2013*). Au cours des dernières décennies, une gestion plus durable et décentralisée des eaux urbaines (NBSs, SUDSs, IUWM) a nécessité une connaissance du cycle de l'eau urbaine dans son ensemble (*Bach et al., 2014*). Par conséquent, des modèles hydrologiques urbains sont apparus, décrivant différents processus du cycle de l'eau (l'infiltration de l'eau dans le sol et de l'eau du sol vers les réseaux d'assainissement, l'évapotranspiration des surfaces, la transpiration des plantes, etc.). Cependant, il n'existe pas une méthodologie universelle pour simuler le cycle de l'eau en ville (*Salvadore et al., 2015*). De plus, l'ensemble de modèles hydrologiques urbains sont centrés sur le bilan en eau tandis que le bilan énergétique est très simplifié. Cela n'est pas surprenant, puisque les processus d'évapotranspiration ont été généralement étudiés dans un contexte énergétique et agronomique (*Roche et al., 2012 ; Fletcher et al., 2013*). C'est la raison pour laquelle l'évapotranspiration dans les modèles hydrologiques est souvent calculée à partir d'une valeur de référence de l'évapotranspiration potentielle, prenant en compte les conditions d'humidité du sous-sol et parfois la végétation (*Rodriguez et al., 2008 ; Rossman, 2010 ; DHI, 2012*). A l'échelle locale, la demande atmosphérique n'est généralement pas considérée comme facteur limitant de l'évapotranspiration.

1.5.2.2. Modèles microclimatiques

Contrairement aux modèles hydrologiques, les modèles microclimatiques urbains (*Musy et al., 2015 ; Gros et al., 2016 ; Masson, 2000*) résolvent de façon détaillée les bilans énergétiques et radiatifs, tandis que le bilan en eau est simplifié. Ceci conduit à des flux de chaleur latente moins bien modélisés que les autres flux (*Grimmond et al., 2011*). Par exemple, l'outil de simulation de microclimat urbain SOLENE-microclimat (*Musy et al., 2015 ; Gros et al., 2016 ; Malys et al., 2016*) calcule des flux thermo-radiatifs et leurs champs d'écoulement à micro-échelle. Il peut prendre en compte les effets de la végétation urbaine sur le rayonnement solaire et les flux d'air dans les bilans énergétiques et radiatifs. Cependant, l'évapotranspiration, basée sur la loi de Penman-Monteith (*Monteith, 1965 ; Beven, 1979*), n'est pas limitée par l'état hydrique du sous-sol urbain. Une telle approche peut alors surestimer l'effet des surfaces naturelles sur les phénomènes d'îlot de chaleur urbain, lors de périodes de forte chaleur généralement observées durant les périodes sèches.

1.5.2.3. La question d'existence des modèles hydro-microclimatiques ?

La prise en compte de la végétation dans la ville parmi les stratégies d'adaptation aux changements globaux impacte le processus de l'évapotranspiration. Cette composante du bilan hydrique est également une composante du bilan énergétique, exprimée en flux de chaleur latente. De plus, *Grimmond et Oke (1991)* ont montré que l'évapotranspiration en milieu urbain peut prendre une part non négligeable dans le bilan annuel hydrique en climat tempéré (plus de 38%). Cette part est susceptible d'augmenter avec le développement de la végétation. Elle est ainsi un élément clé dans l'analyse d'impact de ces stratégies (*Mitchell et al., 2008*). Quant à la modélisation, il est donc nécessaire de prendre en compte les deux bilans avec le même détail. Ainsi, les processus d'évapotranspiration doivent dépendre de plusieurs paramètres : i) de la physiologie des plantes hors et sous surface (type, croissance saisonnière, LAI, racines) ; ii) du forçage atmosphérique du modèle et iii) de l'état d'humidité du sol (*Roche et al., 2012*). Cela peut être obtenu soit par un couplage des modèles hydrologiques et microclimatiques, soit avec des modèles dits « hydro-microclimatique ».

L'apparition de ce terme est relativement récente. Cependant, *Grimmond et Oke* ont déjà constaté en 1991, que l'évapotranspiration en environnement urbain est un processus essentiel à considérer lors de la modélisation de la quantité et de la qualité de l'eau et du microclimat. Ainsi ils présentent un modèle urbain d'évapotranspiration et d'interception, nommé SUES (Single-source Urban Evapotranspiration-interception Model) (*Grimmond*

et Oke, 1991). Une décennie plus tard, Mitchell et al. (2008) comparent ce modèle SUES au modèle « Aquacycle » (Mitchell et al., 2001 et 2003) en soulignant l'importance du couplage entre le bilan hydrique et énergétique en ville. En effet, le modèle hydrologique Aquacycle permet de prendre en compte le cycle de l'eau interne et externe⁵ (Mitchell et al., 2001 et 2003). Cependant, il présente quelques limitations : i) le calcul de l'évapotranspiration se base sur des données d'évaporation potentielle, ii) il ne différencie pas les types de végétation, iii) le pas de temps est journalier, ce qui ne permet pas de simuler les variations de l'évapotranspiration ni de la pluviométrie infra-journalières. Le modèle SUES, en revanche, permet de simuler le cycle de l'eau externe à un pas de temps plus fin (entre 5 et 60min) (Grimmond et Oke, 1991). Il distingue 4 types de végétation différents (arbres caducs ou conifères, pelouse irriguée ou non) et l'évapotranspiration est calculée en fonction de la demande atmosphérique du forçage du modèle. Cependant, le calcul de l'évapotranspiration n'est pas limité par l'état hydrique du sous-sol urbain. Dans les deux cas, les bilans hydriques et énergétiques ne sont alors pas traités avec le même détail, ce qui induit des erreurs dans la représentation des flux évaporatifs.

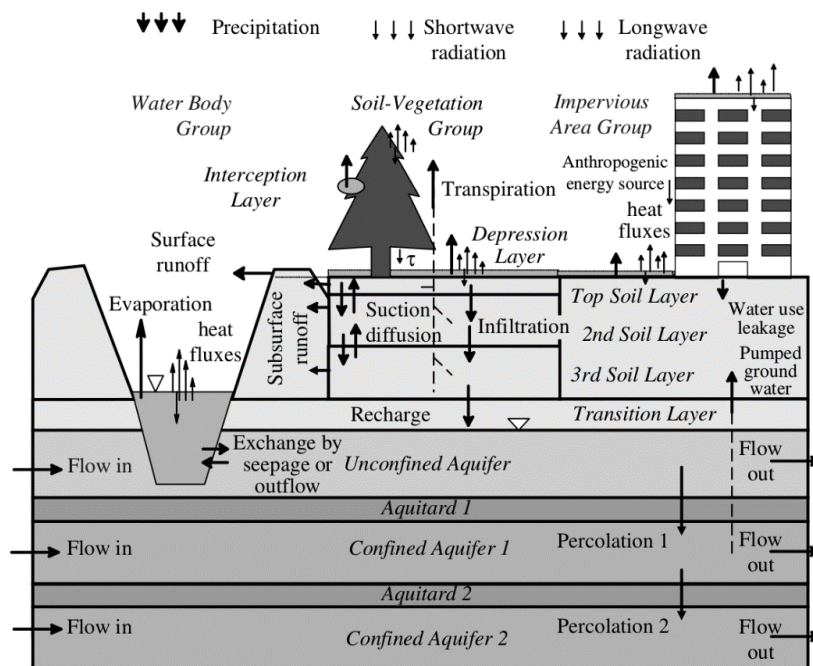


Figure 9: Conception du modèle WEP selon Jia et al. (2001)

⁵ Selon Mitchell et al. (2001), le terme « cycle de l'eau interne » correspond au cycle de l'eau artificiel propre à une habitation tandis que le terme « cycle de l'eau externe » réfère au cycle de l'eau à l'échelle d'un bassin versant.

Jia et al. (2001) ont présenté le modèle hydrologique WEP (Water Energy Processes) (Figure 9), dans lequel la composante énergétique a été améliorée afin d'analyser l'impact du développement urbain sur les bilans hydriques et énergétiques. L'évapotranspiration est donc calculée pour chaque groupe d'occupation du sol en fonction de la demande atmosphérique. Pour le groupe « sol-végétation », la transpiration de la végétation haute et basse est basée sur Penman-Monteith et dépend de la capacité d'absorption d'eau des racines dans les trois premières couches du sol. Le modèle a été appliqué à un bassin versant de 27 km² avec une fraction urbaine importante sur une période de 6 ans. Il a été évalué à l'aide des données observées de débit de cours d'eau, du niveau de la nappe et de la température de surface du sol ; en revanche pas sur l'évapotranspiration.

D'autres modèles permettent un couplage détaillé des bilans en eau et en énergie. Par exemple, le modèle LaD (Land Dynamics) de *Milly et Shmakin (2002)*, le modèle GEOtop de *Rigon et al. (2006)* et *Endrizzi et al. (2014)*, ou bien ISBA de *Noilhan and Planton (1989)*. Cependant, ces modèles, connus sous le nom de SVAT (Soil-Vegetation-Atmosphere-Transfer) ou LSM (Land Surface Model), sont appliqués à plus grande échelle aux surfaces naturelles et n'ont initialement pas été conçus pour une modélisation en environnement urbain.

C'est la raison pour laquelle *Dupont et al. (2006)*, avec le modèle SM2-U, ou *Lemonsu et al. (2012)*, avec TEB-Veg, ont considéré l'intégration d'un SVAT comme ISBA en zone urbaine afin de mieux représenter les flux d'eau et d'énergie. C'est notamment la plateforme de modélisation de SURFEX, dont fait partie le modèle TEB-Veg (*Lemonsu et al., 2012*) qui a retenu notre attention dans le cadre de ce travail. Elle est ainsi présentée par la suite, avec une attention particulière pour les schémas dédiés aux surfaces naturelles (ISBA) et urbaines (TEB).

1.6. La Plateforme de modélisation SURFEX

La plateforme de modélisation SURFEX (SURFace EXternalisée) (*Le Moigne et al., 2012*) a été développée par Météo-France dans le but de regrouper tous ses modèles de surface existants et validés afin de les rendre accessibles à l'ensemble de la communauté scientifique. Pour cela ont été externalisées les paramétrisations physiques, ainsi que la préparation de paramètres de surface spécifiques de ces schémas physiques et l'initialisation de toutes leurs variables d'état (*Le Moigne et al., 2012 ; Masson et al., 2013*). Ainsi, la plateforme contient quatre schémas couvrant tous les types d'occupation de la surface terrestre (océans, surfaces d'eau douce, surfaces naturelles et urbanisées) qui évoluent progressivement avec les avancements de la recherche :

- ❖ TEB (Town Energy Balance Scheme) (Masson, 2000) pour des surfaces continentales urbanisées,
- ❖ ISBA (Interaction-Sol-Biosphère-Atmosphère) (Noilhan et Planton, 1989) pour des surfaces continentales naturelles,
- ❖ FLAKE pour des surfaces d'eaux douces (lacs) (Mironov et al., 2010),
- ❖ Un modèle pour mer/océans (Gaspar et al., 1990).

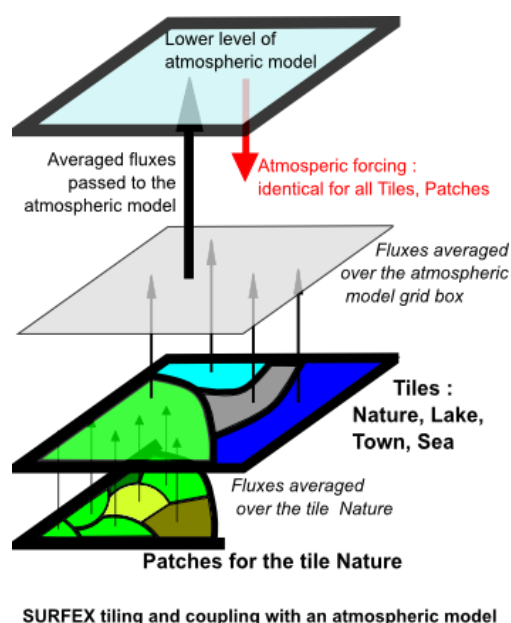


Figure 10: Représentation du schéma de la plateforme de modélisation SURFEX (CNRM Météo-France, <https://www.umr-cnrm.fr/surfex/spip.php?rubrique141>, consulté en février 2018)

L'espace est discrétisé en une grille régulière, dont chaque maille peut contenir ces quatre types d'occupation du sol via une approche mosaïque à l'aide de « tuiles ». La part des surfaces naturelles peut ensuite être subdivisée en patch⁶ afin de représenter l'hétérogénéité du territoire (sol nu, sol couvert de neige, végétation basse, végétation haute, surfaces agricoles, etc.). Dans cette approche, chaque tuile est soumise aux mêmes conditions de forçage, tandis que les paramètres décrivant diverses propriétés du sol, du bâtiment, etc. et les variables pronostiques diffèrent. Les flux moyens d'énergie, d'eau, de quantité de mouvement, mais également de polluants (dioxyde de carbone, aérosols, particules chimiques) sont ainsi calculés pour chaque tuile, puis pondérés à l'échelle de la maille en fonction de la fraction de chaque type de surface. La plateforme

⁶ Un patch est une surface dédiée à une couverture spécifique du sol.

peut opérer soit en mode « couplé » avec différents modèles atmosphériques (modèles à méso-échelle ou modèles climatiques), soit en mode « forcé » par le biais d'observations météorologiques (précipitation, température, humidité spécifique, pression atmosphérique, direction et vitesse du vent et des rayonnements incidents directs et diffus).

En cas d'absence d'information physiographique du territoire, SURFEX peut recourir à la base de données Ecoclimap I (*Masson et al., 2003*) ou II (*Faroux et al., 2013*). Elle regroupe des données d'occupation du sol (CLC2000 et GLC2000), de la végétation (SPOT/Végétation et MODIS) et de la pédologie à une résolution spatiale de 1 km.

1.6.1. L'évolution des schémas de surface TEB et ISBA : vue panoramique

Nous nous plaçons dans un contexte urbain, qui représente un ensemble de surfaces artificielles et naturelles. Ainsi, l'étude se focalisera sur les schémas de surface dédiés aux surfaces naturelles (ISBA) et urbanisées (TEB) utilisés dans la plateforme SURFEX.

1.6.1.1. ISBA (Interaction-Sol-Biosphère-Atmosphère)

Le modèle ISBA (*Noilhan et Planton, 1989 ; Noilhan et Mahfouf, 1996*) fait partie des SVAT (Soil-Vegetation-Atmosphere Transfer) et décrit les processus hydriques et énergétiques en surface (Figure 11 et Figure 12). Il a été développé en tenant compte du couplage entre l'hydrologie du sol et de la répartition du rayonnement net incident en flux de chaleur latente et sensible des surfaces naturelles (*Boone et al., 1999*). Il existe 19 couvertures de surface naturelles prédéfinies (PARK, GRAS, ROCK, etc.) représentant des types de végétation et d'occupation du sol naturel.

La version initiale, nommée ISBA-FR, se base sur la représentation du sol en deux couches (ISBA-2L) (Figure 11). La première couche sert de couche d'interface de flux d'eau et d'énergie entre le sol et l'atmosphère, tandis que la deuxième représente le sous-sol. Les diffusions verticales d'humidité et de température sont basées sur la méthode Force Restore (*Deardorff, 1977 et 1978 ; Mahfouf et Noilhan, 1996*) et prennent en compte un nombre limité de paramètres. Cependant, cette approche à « deux couches » présente des limitations concernant les processus de ruissellement et d'évapotranspiration. Avec ISBA-3L, *Boone et al. (1999)* ont ainsi divisé la dernière couche en deux, décrivant une zone dite racinaire et une zone profonde de recharge en dessous. Cela permet d'améliorer la représentation du profil vertical d'humidité et de température du sol.

Il existe également une version détaillée multicouches (Boone et al., 2000 ; Boone, 2000), nommée ISBA-DF (explicit vertical diffusion) (Figure 11). Cela permet d'augmenter la représentation des processus physiques du sol tout en conservant un temps de calcul adéquat pour des modèles atmosphériques. La discrétisation verticale du sol, avec plusieurs couches, est ainsi beaucoup plus fine qu'avec les autres versions. La fonction de la première couche est identique à celle des autres versions, tandis que la représentation de la zone racinaire est distribuée verticalement sur plusieurs couches en fonction du type de végétation. Dans ce cas, la représentation des flux d'eau et d'énergie et ses profils verticaux sont plus explicites. Les transferts thermiques et hydriques dépendent de leurs gradients respectifs et sont couplés par le biais des coefficients thermiques du sol dépendant de la teneur en eau.

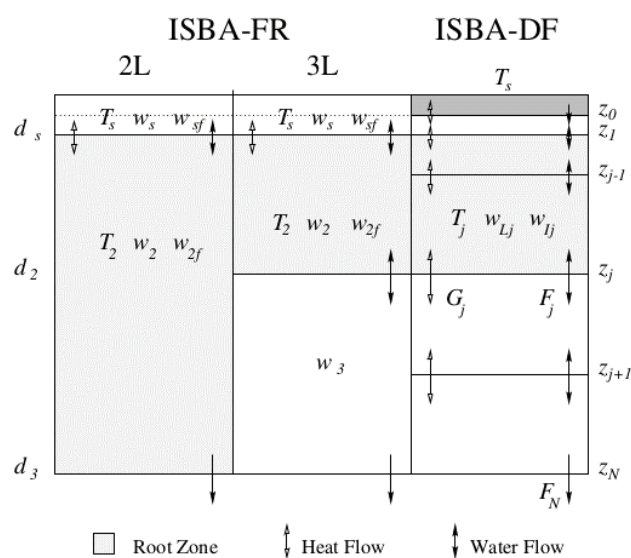


Figure 11 : La représentation verticale du sol des versions de Force-Restore à 2 couches (ISBA-2L) et à 3 couches (ISBA-3L) et de la version de diffusion explicite sous forme de multicouches (ISBA-DF). Avec T la température, w la teneur en eau, G et F respectivement le flux thermique et hydrique à des niveaux différents z , s la surface et j le numéro de la couche en question. (Boone, 2000).

Boone et al. (2000) ont pris en compte le gel de l'eau du sol. La neige peut être représentée par des schémas de neige en monocouche (Douville et al., 1995) ou tri-couches (Boone et Etchevers, 2000). Son hydrologie sous maille a été en outre améliorée (Decharme et Douville, 2006), en se concentrant sur les différents types de ruissellement de surface.

Calvet et al. (1998) ont tenu compte des flux de dioxyde de carbone atmosphériques et ont affiné la représentation de la végétation notamment en travaillant sur la photosynthèse, la résistance stomatale des feuilles ou encore la réponse des végétaux en cas de stress

hydrique. Cette version du modèle, nommée ISBA-A-gs (Figure 12), a été confrontée avec succès à une base de données micro-météorologique en se basant sur des types de végétation différents. Les flux de CO₂ et d'eau sont ainsi représentés correctement et le modèle permet d'adapter la densité végétale en fonction des conditions climatiques.

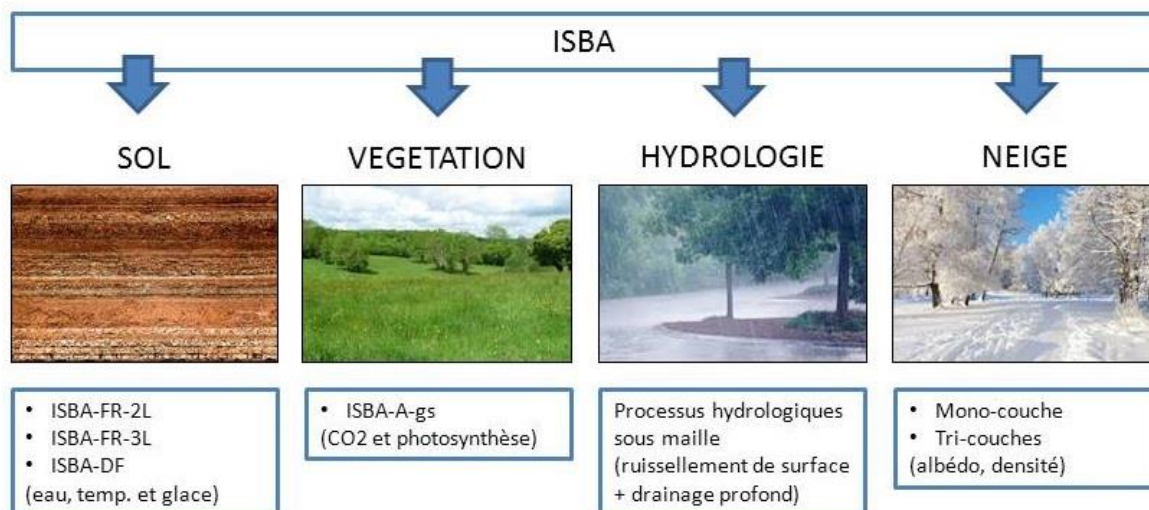


Figure 12: Schéma d'options du modèle ISBA adapté de www.umr-cnrm.fr

ISBA est modulable et peut facilement être couplé avec des modèles atmosphériques, hydrologiques ou hydrogéologiques. C'est ainsi qu'*Habets et al. (1999)* ont couplé ISBA et MODCOU afin de travailler sur le cycle diurne des bilans en eau et en énergie tout en évaluant le modèle via les flux sortant d'évaporation et le débit. Il est également utilisé dans le modèle hydrométéorologique SIM (SAFRAN-ISBA-MODCOU) de Météo-France (*Habets et al, 2008*). Ce couplage est opérationnel depuis 2003 à l'échelle nationale afin de surveiller les ressources en eau en temps réel. *Vincendon et al. (2010)* ont couplé ISBA avec TOPMODEL dans le but de simuler des crues éclair dans le sud-est de la France en région méditerranéenne. Ce couplage a été adapté par la suite au contexte périurbain par *Furusho et al. (2013)*. Le rôle d'ISBA dans ce couplage consiste à traiter le bilan en eau et à fournir l'humidité du sol au modèle hydrologique, qui ensuite calcule le ruissellement total.

1.6.1.2. TEB – Town Energy Balance

La version initiale du modèle TEB décrite par *Masson (2000)* est un schéma de surface à méso-échelle dédié au milieu urbain. Il a pour but d'étudier le microclimat urbain présent et futur de l'échelle du quartier jusqu'à celle de l'agglomération urbaine. L'environnement urbain est présenté de manière simplifiée sous forme de rue canyon (*Oke, 1987*). Il s'agit

d'une représentation urbaine moyenne des caractéristiques des surfaces ainsi que des caractéristiques morphologiques (hauteur du bâtiment, matériaux de construction, rapport de longueur du canyon, orientation de la rue). Dans la version initiale, les rues canyons sont isotropes, sans intersections et de longueur infinie. Les apports anthropiques de chaleur et d'humidité provenant des bâtiments, des véhicules et de l'industrie peuvent être pris en compte.

TEB est conçu pour fournir un calcul détaillé des bilans énergétiques et radiatifs des surfaces artificielles (murs, toits et routes) (Figure 13). Il calcule ainsi une température de surface moyenne pour chacune des surfaces artificielles en fonction du rayonnement solaire net et infrarouge net, mais aussi en fonction des flux de chaleur sensible et latente et des flux de chaleur par conduction. Les flux de chaleur par conduction sont calculés entre les couches de matériaux (en général 4 couches) qui constituent les différents types de surfaces construites. Les rayonnements à grande longueur d'onde (infrarouge) sont réfléchis deux fois à l'intérieur du canyon, tandis que pour le rayonnement solaire (direct et diffus), un nombre infini de réflexions entre les surfaces est pris en compte. La version initiale de TEB étant un modèle monocouche d'air, les distributions verticales de la température de l'air et de l'humidité sont supposées uniformes dans la canopée urbaine (Hamdi et Masson, 2008). Pour tous ces processus, la fraction de couverture neigeuse de toutes les surfaces est prise en compte dans les calculs.

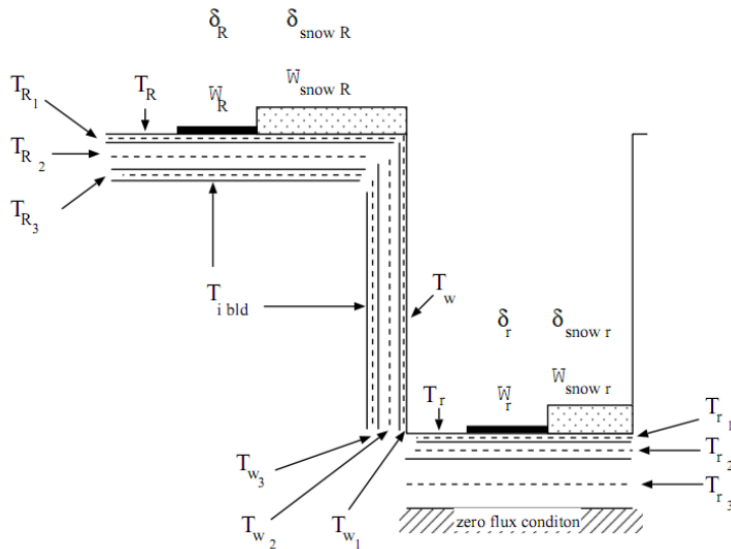


Figure 13: Représentation des surfaces artificielles et des variables pronostiques dans TEB ; avec T la température, W la teneur en eau de surface respectivement à la fraction de la couverture en eau liquide δ_r et en neige $\delta_{snow,r}$ (Masson, 2000). Les indices R , w et r font respectivement référence aux surfaces toit, mur et route. Ce schéma est un exemple avec 3 couches de matériaux pour chacune des surfaces.

Contrairement à la partie énergétique, la partie hydrologique est présentée de manière simplifiée : i) les surfaces artificielles (bâtiments et voiries) sont entièrement imperméables et la totalité de l'eau ruisselée de ces surfaces sort du modèle ; ii) les échanges en eau se font ainsi uniquement entre la surface et l'atmosphère, TEB n'intégrant pas le sol.

Le modèle TEB a été appliqué en mode forcé ou couplé avec un modèle atmosphérique et validé d'un point de vue énergétique et radiatif dans des conditions climatiques et des morphologies urbaines différentes. *Masson et al. (2002)* ont présenté une évaluation de TEB dans un contexte climatique chaud pour deux sites urbains denses différents : un quartier historique de Mexico au Mexique, et un site industriel à Vancouver au Canada. *Lemonsu et Masson (2002)* ont forcé TEB avec un modèle atmosphérique sur la ville de Paris afin de quantifier l'effet de la ville sur la couche limite atmosphérique. *Lemonsu et al. (2004)* ont appliqué TEB, couplé avec ISBA (nommé TEB-ISBA), sur la ville de Marseille et les ont confrontés aux températures de surface et aux flux d'énergie observés. *Roberts et al. (2006)* vont plus loin dans le cas de Marseille en comparant TEB à trois schémas différents afin d'estimer l'amplitude et le comportement journalier des flux de chaleur de stockage. *Offerle et al. (2005)* ont étudié les phénomènes d'îlots de chaleur urbains en région semi-aride, appliquant le modèle à la capitale du Burkina-Faso en Afrique de l'ouest. D'autres applications de TEB, mais en périodes automnale et hivernale, ont été investiguées par *Pigeon et al. (2008)* sur la ville de Toulouse et par *Lemonsu et al. (2010)* sur la ville de Montréal.

Depuis une à deux décennies, l'adaptation des villes au changement climatique et à la pression démographique croissante constitue un enjeu des politiques d'aménagement urbains. La gestion des îlots de chaleur, la gestion alternative des eaux pluviales et le rôle du végétal dans le développement durable de la ville ont ainsi émergé. La compréhension de ces dispositifs alternatifs et de leurs effets sur le microclimat urbain est devenue indispensable pour les futures stratégies d'adaptation. Compte tenu de ces évolutions et des besoins scientifiques, les composantes énergétiques et hydrologiques du modèle TEB ont été développées et complétées en continu lors de nombreuses études et projets de recherche antérieures (ex. VURCA (ANR-08-VULN-013), MUSCADE (ANR-09-VILL-0003), VegDUD (ANR-09-VILL-0007-08)) :

1.6.1.2.1. Amélioration de la composante hydrologique de TEB

Lemonsu et al. (2007) ont eu pour but d'améliorer le bilan en eau de TEB au-dessus des surfaces imperméabilisées. Ils ont ainsi travaillé sur les capacités d'interception des précipitations des surfaces construites et sur l'intégration de l'infiltration de l'eau au travers

des voiries. Pour cela TEB a été couplé avec ISBA-3L (*Boone et al., 1999*). Le nouveau paramétrage des capacités d'interception des surfaces urbaines et de l'infiltration à travers la voirie a montré une meilleure performance quantitative et temporelle concernant le ruissellement surfacique. De plus, l'évaporation des surfaces artificielles a diminué, tandis que l'évapotranspiration des couvertures naturelles a augmenté, influençant de manière positive le bilan énergétique de surface.

1.6.1.2.2. Amélioration de la composante énergétique de TEB

Avec la paramétrisation CANOPY de TEB, *Hamdy et Masson (2008)* et *Masson et Seity (2009)* ont amélioré la représentation des variables microclimatiques à l'intérieur de la rue canyon. Pour cela ils ont pris en compte les effets verticaux des bâtiments lors de la résolution de la couche limite de surface en dessous et au-dessus de la canopée urbaine. Cela permet ainsi de discrétiser le profil vertical des variables microclimatiques et, par conséquent, de simuler le microclimat à plusieurs niveaux à l'intérieur du canyon.

1.6.1.2.3. TEB-BEM

Avec TEB-BEM (*Bueno et al., 2012*) les effets énergétiques des bâtiments sur le microclimat urbain ainsi que l'estimation de leur consommation énergétique à l'échelle de la ville ont été pris en compte en tant que nouvelle option du modèle. Pour cela, des constructions variées (maisons passives, bâtiments avec façade à effet d'ombrage) et des modes d'usage différents (ventilation naturelle, climatisation, etc.) peuvent être considérés. Les processus physiques sont décrits par des apports internes (chauffage, climatisation) et externes d'énergie (chaleur par convection et par rayonnement solaire, ventilation manuelle) des bâtiments.

1.6.1.2.4. TEB-Veg

Lemonsu et al. (2012) ont mis en évidence des limites du modèle TEB-ISBA, dans le cas des zones urbaines résidentielles très végétalisées. Le fait de traiter les surfaces naturelles urbaines séparément du bâtiment a pour conséquences i) la négligence des effets d'ombrage des bâtiments sur la végétation, ii) la représentation des rues canyons non réaliste, et iii) un calcul des flux turbulents biaisé à cause d'un forçage au-dessus du canyon plutôt qu'à l'intérieur.

Avec l'intégration des surfaces naturelles dans la rue canyon, en se basant sur le modèle ISBA-DF (*Boone et al., 2000*), le modèle TEB a ainsi évolué en TEB-Veg (*Lemonsu et al., 2012*). Les interactions dans les bilans radiatifs, énergétiques et hydriques entre les surfaces naturelles et artificielles ont été intégrées. Pour cela, ISBA est forcé par des

conditions atmosphériques au niveau de la rue canyon et les flux de surface sont agrégés proportionnellement aux différentes fractions de l'occupation de sol.

Ainsi, traiter la végétation comme une part de la morphologie urbaine a permis d'améliorer la performance microclimatique au niveau de la rue, avec des températures de surface plus proches des observations (surtout la nuit) et avec une humidité de l'air plus importante à l'intérieur du canyon. Cela a également permis d'appliquer le modèle à une plus petite échelle. Ceci a été démontré dans l'étude de *Lemonsu et al. (2012)*, où TEB-Veg a été confronté aux données d'observation d'un site expérimental en Israël (*Shashua-Bar et al., 2009*).

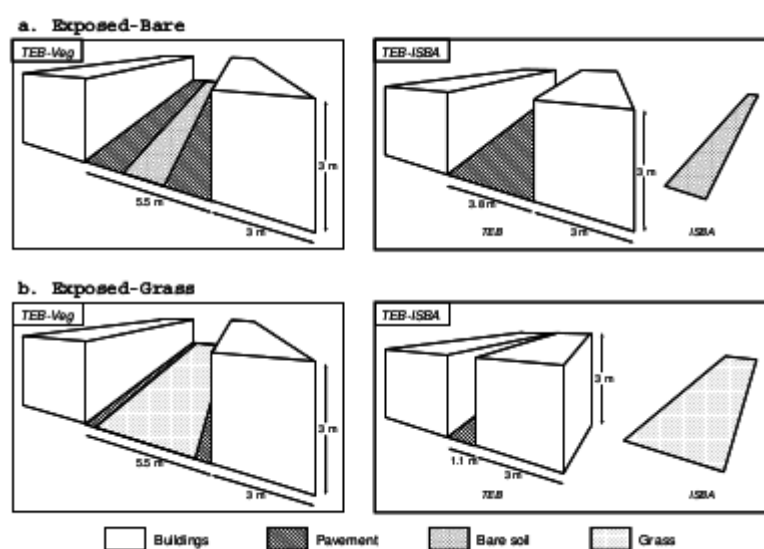


Figure 14 : Comparaison de la représentation de la rue canyon de TEB-Veg (à gauche) et de TEB couplé avec ISBA (à droite) (*Lemonsu et al., 2012*).

1.6.1.2.5. TEB-GREENROOF

TEB-Veg peut également être couplé avec le modèle GREENROOF afin de représenter les toitures végétalisées (*de Munck et al., 2013*) dans les stratégies d'aménagement urbains. Ceci a été testé dans le cadre du projet ANR VegDUD (*Musy et al., 2014*), dans lequel un scénario d'adaptation du changement climatique a consisté à intégrer des toitures végétalisées à Nantes. Dans le même contexte, *de Munck et al. (2017)* l'ont testé sur la ville de Paris. Il est également possible de coupler ce module avec TEB-BEM afin d'analyser l'impact des toitures vertes sur le confort thermique intérieur et la consommation énergétique des bâtiments à l'échelle de la ville.

1.6.1.2.6. TEB-Tree Canopy

Avec le module « Tree Canopy », la végétation haute et les arbres de rue, peuvent être distincts de la végétation basse et sont pris en compte dans la rue canyon (Redon, 2017). Les interactions entre la végétation haute et l'espace urbain (effets d'ombrage, flux d'air, etc.) sont considérées pour la résolution des bilans radiatif et énergétique.

Ainsi, Redon et al., 2017 ont évalué « Tree Canopy » par comparaison avec l'ancienne version de TEB et le modèle SOLENE-microclimat (Musy et al., 2015 ; Gros et al., 2016) dans un climat tempéré. Les simulations ont été basées sur une géométrie idéalisée d'un canyon urbain avec différentes configurations d'orientation du canyon et de végétation. Ils ont analysé les flux de rayonnement diffus et direct et l'absorption du rayonnement de courte longueur d'onde par les éléments divers du canyon. « Tree Canopy » présente une amélioration de l'absorption des flux de rayonnement à courte longueur d'onde pour toute les surfaces considérées en période estivale contrairement à la version précédente de TEB. La pondération des flux radiatifs à l'échelle du canyon et la représentation de l'albédo du canyon sont devenues plus réalistes.

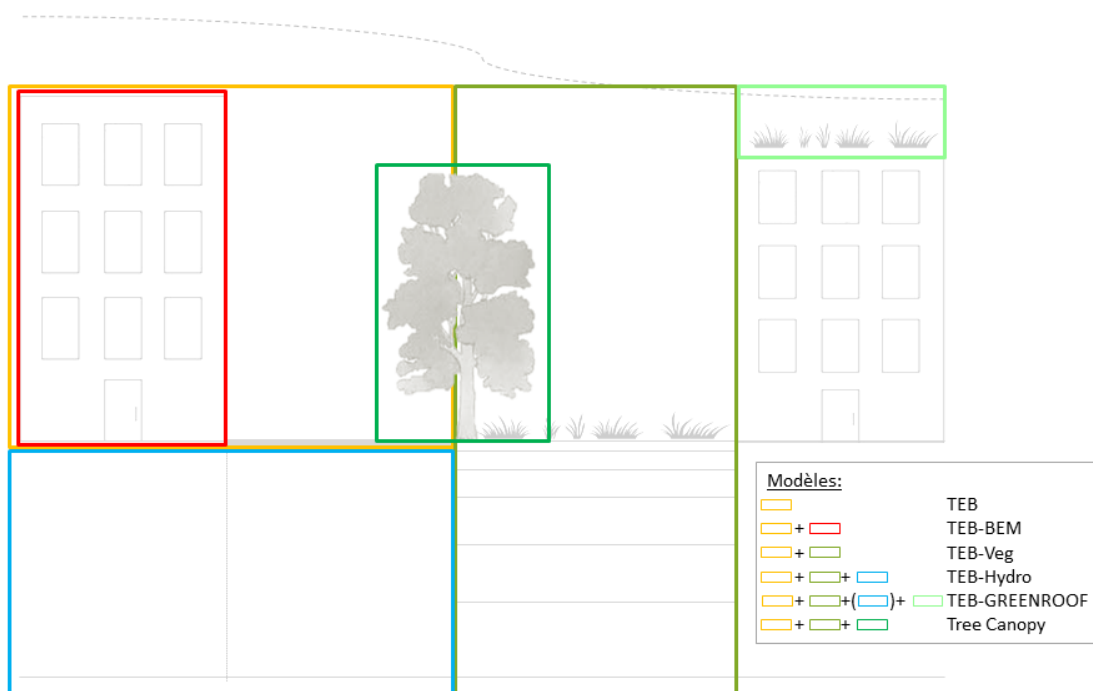


Figure 15: Schéma des différents développements autour du modèle TEB

1.6.1.2.7. TEB-Générateur du climat urbain spatialisé

Les données de forçage disponibles aux stations météorologiques en périphérie de la ville ne sont pas représentatives des forçages au-dessus de la canopée urbaine. Ainsi, *Bueno et al. (2013)* ont développé le générateur du climat urbain, dans le but de mieux simuler les phénomènes typiques urbains à partir d'un seul point de forçage situé à proximité de la ville (Figure 16). La méthode consiste à adapter des données de forçage à ce point à une hauteur constante de la couche limite urbaine. Cela se traduit par l'extrapolation des données microclimatiques de la station de mesures au-dessus de la hauteur moyenne des bâtiments de toute la ville (30 m) afin d'éliminer leurs effets locaux. C'est un processus itératif entre le modèle de surface et le calcul des données de forçage qui dépend des flux de surface simulés du modèle. Cet outil a par la suite évolué avec les travaux de *Le Bras et Masson (2015)*, convergeant vers un générateur dit spatialisé. Avec la nouvelle approche, il est possible de prendre en compte la forte hétérogénéité au sein de la ville. Une grille régulière permet d'établir un bilan d'énergie propre à chaque maille en fonction de son occupation du sol et des conditions météorologiques.

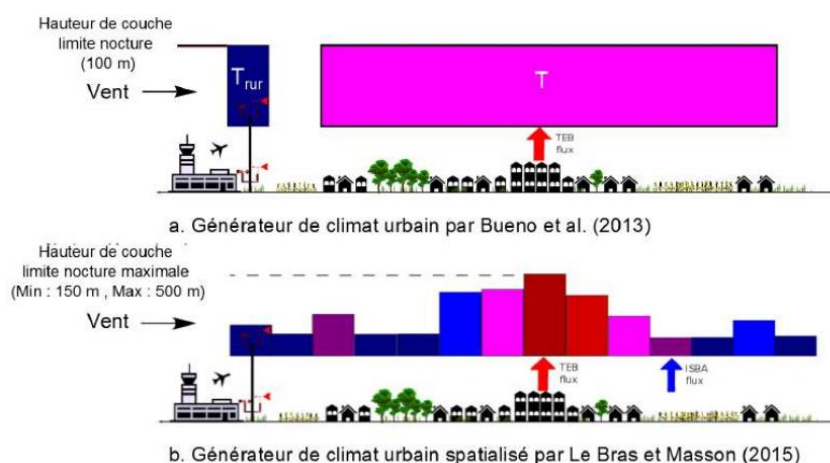


Figure 16: Schéma du générateur du climat urbain selon a) *Bueno et al. (2013)* et b) *Le Bras et Masson (2015)*. (*Le Bras et Masson, 2015*)

1.6.1.2.8. TEB-Hydro - un modèle hydro-microclimatique urbain

Bien que TEB-Veg (*Lemonsu et al., 2012*) prenne en compte les surfaces végétalisées et donc les interactions hydrologiques et énergétiques entre le sous-sol naturel, la surface et l'atmosphère, il ne fait pas cas du sous-sol urbain pour la part hydrologique. De ce fait, *Chancibault et al. (2014)* puis *Allard (2015)*, ont travaillé sur la représentation du sous-sol urbain en étendant le sol naturel sous les surfaces artificielles et en intégrant les réseaux d'assainissement ainsi que les flux d'eau associés. Le modèle, qui résulte de ces

développements est nommé TEB-Hydro. Il s'appuie sur le modèle TEB-Veg. La rue canyon à l'intérieur de la ville est ainsi composée de trois types d'occupations de surface différentes, ci-après référées comme compartiments « bâti, voirie et jardin ». Ces trois types d'occupation du sol sont exprimés en fraction de la surface totale de la tuile « ville » de chaque maille du modèle. La végétation se décline en végétation haute, basse et sol nu exprimées en fonction de la fraction totale du « jardin ». Le sol considéré sous les surfaces artificielles de la voirie et des bâtiments (*Chancibault et al., 2014*), est conforme à la description du sol des surfaces végétalisées dans *Lemonsu et al. (2012)*.

TEB-Hydro représente pour chaque compartiment le couplage entre le bilan en énergie (Equation 1.1) et le bilan en eau (Equation 1.2) via la résolution explicite du terme de l'évapotranspiration (Equation 1.3).

$$Q^* + Q_F = Q_H + Q_E + \Delta Q_S + \Delta Q_A \quad [W \cdot m^{-2}] \quad \text{Equation 1.1}$$

$$P + I = E + R + D + \Delta W \quad [kg \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}] \quad \text{Equation 1.2}$$

$$Q_E = E \times L_v \quad [W \cdot m^{-2}] \quad \text{Equation 1.3}$$

Avec Q^* le rayonnement net incident, Q_F le flux anthropique, Q_H le flux de chaleur sensible, Q_E le flux de chaleur latente, ΔQ_S le stockage du flux de chaleur et ΔQ_A le flux de chaleur d'advection ; P la précipitation totale, I l'apport en eau anthropique (irrigation ou nettoyage des rues), E l'évapotranspiration, R le ruissellement total, D le drainage profond, ΔW la variation du stock d'eau en surface et en sous-sol pendant la période d'étude et L_v ⁷ la chaleur latente de vaporisation ($J \cdot kg^{-1}$).

Les composantes énergétique et radiative ainsi que les flux turbulents sont présentés en détail par *Lemonsu et al. (2012)* et *Masson (2000)*. Les principales caractéristiques hydrologiques du schéma TEB-Hydro ajoutées à celles des versions TEB et TEB-Veg sont présentées en Figure 17 (*Stavropoulos-Laffaille et al., 2018*).

⁷ La chaleur latente de vaporisation pour l'eau est à $2260 J \cdot kg^{-1}$. (<https://link.springer.com>, consulté en août 2018)

$$\frac{\partial W_*^{surf}}{\partial t} = P - E_* \quad \text{Équation 1.5}$$

avec * pour les toits (rf) ou les surfaces naturelles (gdn) et P le taux de précipitation ($m.s^{-1}$).

Dans le cas du réservoir de la voirie, l'équation originale de l'évolution a été modifiée en incluant un faible taux d'infiltration de l'eau (I_{rd}) ($mm.s^{-1}$) (*Chancibault et al., 2014*), car la chaussée n'est jamais totalement imperméable (*Ramier et al., 2011*):

$$\frac{\partial W_{rd}^{surf}}{\partial t} = P - E_{rd} - I_{rd} \quad \text{Équation 1.6}$$

Ce taux d'infiltration (I_{rd}) est un paramètre du modèle constant et à caler. Lorsque W_*^{surf} (mm) dépasse la capacité maximale du réservoir ($W_{max,*}^{surf}$), le ruissellement de surface est produit (R_*^{surf}). Il est recueilli par les réseaux d'assainissement pluvial ou unitaires en fonction de la fraction des zones imperméabilisées qui y sont effectivement connectées (f_{con}) (*Sutherland, 2000*). Les eaux de ruissellement non collectées par le réseau d'assainissement ($(R_{rf}^{surf} + R_{rd}^{surf}) \times (1 - f_{con})$) sont ajoutées à la pluie nette (non interceptée) des surfaces naturelles, depuis lesquelles elles peuvent s'infiltrer dans le sous-sol avec une capacité d'infiltration maximale déterminée par l'approche Green-Ampt (*Abramopoulos et al., 1988 ; Entekhabi et Eagleson, 1989 ; Lemonsu et al., 2012*).

Les colonnes de sol de chaque compartiment sont représentées par des couches horizontales, avec une discrétisation verticale identique afin de simuler le transfert hydrique et de chaleur dans le sol. Elle se fait soit en 12, soit en 14 couches. L'épaisseur de chaque couche croît avec la profondeur, avec une résolution de strate plus fine en surface. Dans le compartiment jardin, la couche de surface est utilisée comme une zone de transition dédiée au transfert des flux d'eau et d'énergie entre le sol et l'atmosphère (comme pour le modèle ISBA). Dans le cas du compartiment de la voirie, les couches supérieures sont représentées par des couches structurelles artificielles selon *Bouilloud et al. (2009)*. Cependant, en dessous de ces couches structurelles, la même discrétisation que dans les autres compartiments est prise en compte. Cette approche facilite ainsi l'homogénéisation des contenus en eau du sol entre les différents compartiments, dans une même maille. A chaque pas de temps, l'eau est d'abord transférée verticalement de couche en couche dans chaque compartiment et ensuite horizontalement entre les compartiments. Le transfert latéral dans une même couche i entre les trois compartiments s'exprime ainsi de la façon suivante (*Chancibault et al., 2014*) :

$$\frac{\partial W_{*,i}^{gr}}{\partial t} = \left(W_{*,i}^{gr} - W_{moy,i}^{gr} \right) \times \frac{k_{sat}^{gr}}{L} \quad \text{Équation 1.7}$$

Avec $W_{*,i}^{gr}$ la teneur en eau dans la couche i d'un compartiment ($m^3.m^{-3}$), $W_{moy,i}^{gr}$ la teneur en eau moyenne des trois compartiments ($m^3.m^{-3}$), k_{sat}^{gr} la conductivité hydraulique à saturation ($m.s^{-1}$) et L la distance caractéristique pour le transfert latéral (m).

Un flux sortant de la plus profonde couche du sol du modèle est calculé. Il est nommé drainage profond (D_{tot}). En présence d'un réseau naturel comme par exemple une rivière, ce flux peut ensuite être utilisé pour alimenter son débit de base. Il est composé des parts provenant des bâtiments (D_{bld}), de la voirie (D_{rd}) et des jardins (D_{gdn}) par maille:

$$D_{tot} = \sum_1^{*=bld,rd,gdn} (D_* \times f_*) \quad \text{Équation 1.8}$$

Avec D_{tot} le drainage profond total sortant du modèle ($mm.s^{-1}$), D_* le drainage profond provenant des différents compartiments ($mm.s^{-1}$) et f_* leur fraction d'occupation respective (-) dans une seule maille.

De plus, dans le compartiment de la voirie, des infiltrations d'eau du sol dans le réseau d'assainissement ont lieu. Le taux d'infiltration de l'eau du sol dans le réseau (I_{sew} en $mm.s^{-1}$) s'exprime selon *Chancibault et al. (2014)* et dépend d'une valeur seuil qui correspond à la teneur en eau au point du flétrissement (W_{flt}^{gr} en $m^3.m^{-3}$):

$$I_{sew} = k_{sat}^{gr} \times I_p \times D_{sew} \times \frac{W_*^{gr}}{W_{sat}^{gr}} \quad \text{si } W_*^{gr} > W_{flt}^{gr} \quad \text{Équation 1.9}$$

avec I_p un paramètre qui décrit l'état d'étanchéité du réseau (-), D_{sew} la densité du réseau sur une maille (-), W_*^{gr} la teneur en eau dans la couche du réseau ($m^3.m^{-3}$) et W_{sat}^{gr} la teneur en eau à saturation ($m^3.m^{-3}$).

Le ruissellement urbain, utilisé pour déterminer le débit total du réseau (Q_{town}^{tot}), peut provenir de plusieurs sources différentes:

$$R_{town} = R_{rf}^{surf} \times f_{con} + R_{rd}^{surf} \times f_{con} + I_{sew} \quad \text{Équation 1.10}$$

avec R_{town} le ruissellement urbain total ($mm.s^{-1}$), $R_{rf}^{surf} \times f_{con}$ le ruissellement de surface provenant des toitures connectées au réseau d'assainissement ($mm.s^{-1}$) et $R_{rd}^{surf} \times f_{con}$ le ruissellement de surface provenant des routes connectées au réseau d'assainissement ($mm.s^{-1}$).

En résumé, les entrées d'eau dans le sol se décrivent respectivement par : i) l'infiltration de la pluie nette et de l'eau ruisselée et non-connectée aux surfaces artificielles pour le compartiment « jardin », ii) aucune entrée dans le cas du compartiment « bâti » et, iii) l'eau infiltrée depuis la voirie pour le compartiment « voirie » (I_{rd}). Les sorties correspondent dans les trois cas au drainage profond (D_*) plus le drainage par les réseaux (I_{sew}) pour le compartiment voirie. Les bilans en eau de chaque compartiment se décrivent ainsi :

$$E_{rd} + I_{sew} + D_{rd} + R_{rd}^{surf} = P + (\Delta W_{rd}^{gr} + \Delta W_{rd}^{surf}) \times \frac{1}{dt} \quad \text{Équation 1.11}$$

$$E_{rf} + D_{bld} + R_{rf}^{surf} = P + (\Delta W_{bld}^{gr} + \Delta W_{bld}^{surf}) \times \frac{1}{dt} \quad \text{Équation 1.12}$$

$$ET_{gdn} + D_{gdn} + R_{gdn}^{surf} = P + (R_{rf}^{surf} + R_{rd}^{surf}) \times (1 - f_{con}) + (\Delta W_{gdn}^{gr} + \Delta W_{gdn}^{surf}) \times \frac{1}{dt} \quad \text{Équation 1.13}$$

Avec D_* et R_*^{surf} respectivement le drainage profond et le ruissellement de surface de chaque compartiment, ΔW_*^{gr} (mm) la variation de la teneur en eau du sol totale de chaque compartiment, W_*^{surf} (mm) la variation du réservoir d'interception de chaque surface.

Les variables hydrologiques de sortie du modèle TEB-Hydro sont le taux d'évapotranspiration total et par surface (toiture, voirie et jardin), la teneur en eau dans chaque couche du sol ($W_*^{gr,i}$) en $m^3.m^{-3}$ et le drainage profond (D_*) en $mm.s^{-1}$ de chaque compartiment. Une autre variable de sortie du modèle est le ruissellement urbain (R_{town}), qui se compose du ruissellement provenant des toitures ($R_{rf}^{surf} \times f_{con}$) et de la voirie ($R_{rd}^{surf} \times f_{con}$) et par ailleurs, de l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement (R_{sew}). Toutes ces variables sont exprimées en $mm.s^{-1}$. Dans le cas de la version 2D (Allard, 2015), un débit est calculé respectivement aux différentes contributions de ruissellement (Q_{town} , Q_{rf} , Q_{rd} , Q_{sew}) en fonction des surfaces des bassins versants définis par l'utilisateur.

1.7. Critères d'évaluation utilisés lors de ce travail

Parmi les nombreux critères d'évaluation, l'erreur quadratique moyenne (MSE) et le critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) sont les plus répandus pour évaluer et caler des modèles hydrologiques (Gupta et al., 2009). Selon la synthèse des mesures statistiques quantitatives appliquées en rapport avec les modèles hydrologiques, Moriasi et al. (2007) recommandent également le NSE, le pourcentage de biais (PBIAS). Le coefficient de détermination (R^2) est également utilisé régulièrement (Lemonsu et al., 2010). Chancibault et al. (2015) par exemple se sont basés sur le critère NSE, le PBIAS et le coefficient de

détermination (R^2) lors de l'analyse de sensibilité et du calage de la version du modèle TEB-Hydro décrite ici. Afin de pouvoir évaluer et comparer les nouveaux développements du modèle aux résultats des études antérieures, nous nous baserons également sur ces trois critères.

Les critères sont calculés à partir des valeurs de référence $Dref(t)$. Ainsi pour l'ensemble de critères calculés, $Dsim(t)$ correspond à la variable simulée au pas de temps t , $Dref(t)$ à la variable de référence au pas de temps t , \overline{Dsim} est la moyenne des variables simulées et \overline{Dref} la moyenne des variables de référence.

Le coefficient de détermination R^2 , souvent utilisé pour qualifier les régressions linéaires, permet d'estimer la corrélation entre les données simulées et observées. Cependant, il présente quelques inconvénients selon *Legates et McCabe (1999)* : d'une part, il est facilement influençable par les extrêmes et d'autre part il est indifférent aux différences additives et proportionnelles entre les simulations et les observations. Le coefficient peut alors indiquer une bonne corrélation du modèle, même pour des valeurs simulées éloignées des observations.

$$R^2 = \frac{(\sum(Dsim(t) - \overline{Dsim}) \times (Dref(t) - \overline{Dref}))^2}{\sum(Dsim(t) - \overline{Dsim})^2 \times \sum(Dref(t) - \overline{Dref})^2} \quad \text{Équation 1.14}$$

Le critère de pourcentage de biais est souvent exprimé en erreur relative entre les observations et les simulations. Il permet d'évaluer si le modèle sur- ou sous-estime les observations. Il est optimal quand la valeur est nulle. Une valeur négative indique la tendance du modèle à la surestimation, et vice-versa une valeur positive une sous-estimation (*Yapo et al., 1996*).

$$PBIAS = \frac{\sum(Dref(t) - Dsim(t))}{\sum Dref(t)} \times 100 \quad \text{Équation 1.15}$$

Le critère d'efficacité de Nash-Sutcliffe, également normalisé, décrit l'aptitude de prévision d'un modèle hydrologique (*Nash et Sutcliffe, 1970*). Il mesure la variance résiduelle entre les variables simulées et observées par rapport à la variance des observations. Il varie entre $-\infty$ et 1. La valeur 1 indique un modèle parfait, tandis que des valeurs négatives démontrent une performance du modèle insatisfaisante (*Yapo et al., 1996*). Selon *Roche et al. (2012)*, des valeurs supérieures à 0,8 donnent des résultats acceptables pour un modèle hydrologique.

$$NSE = 1 - \frac{\sum(Dsim(t) - Dref(t))^2}{\sum(Dref(t) - \overline{Dref})^2} \quad \text{Équation 1.16}$$

Gupta et al. (2009) ont mis en évidence des conséquences de l'utilisation du critère de Nash-Sutcliffe pour le calage des modèles hydrologiques. Le fait qu'il se base sur la moyenne observée peut conduire à une surestimation de la performance du modèle en cas de fortes variations saisonnières.

De ce fait, un critère statistique alternatif a été choisi en plus afin de remédier aux points faibles du critère de Nash-Sutcliffe. Le coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (KGE), proposé par *Gupta et al. (2009)*, fait la synthèse de plusieurs critères. Il est donc possible d'évaluer en détail en quoi le modèle est jugé « bon » ou « mauvais ». Le coefficient varie entre 1 et $-\infty$, plus il s'approche de la valeur 1 plus le modèle est performant. Les critères se formulent ainsi :

- le coefficient de corrélation linéaire (r) entre les variables simulées et observées :

$$r = \frac{\sum((Dsim(t) - \overline{Dsim}) \times (Dref(t) - \overline{Dref}))}{\sqrt{\sum(Dsim(t) - \overline{Dsim})^2} \times \sqrt{\sum(Dref(t) - \overline{Dref})^2}} \quad \text{Équation 1.17}$$

- la variabilité relative (α) représentée par le quotient des écarts-types sur les variables simulées et observées :

$$\alpha = \frac{\sqrt{\sum(Dsim(t) - \overline{Dsim})^2}}{\sqrt{\sum(Dref(t) - \overline{Dref})^2}} \quad \text{Équation 1.18}$$

- la représentation du biais (β) :

$$\beta = \frac{\overline{Dsim}}{\overline{Dref}} \quad \text{Équation 1.19}$$

La formule du coefficient KGE se présente donc de la façon suivante :

$$KGE = 1 - \sqrt{(r - 1)^2 + (\alpha - 1)^2 + (\beta - 1)^2} \quad \text{Équation 1.20}$$

1.8. Méthodologie de la thèse

1.8.1. Objectif de la thèse

L'objectif général de la thèse est de contribuer au développement d'un outil de modélisation hydro-microclimatique applicable à l'échelle de la ville afin de pouvoir évaluer des stratégies d'adaptation au changement global (Figure 18). Pour cela, nous nous basons sur le modèle hydro-microclimatique existant TEB-Hydro. Sa composante énergétique a été validée de nombreuses fois sous différents contextes urbains et

climatiques, tandis que sa composante hydrologique a été développée récemment mais reste encore perfectible. *Chancibault et al. (2015)* et *Allard (2015)* ont souligné certains défauts de cette composante hydrologique, notamment concernant les processus hydriques en sous-sol urbain (le drainage de l'eau du sol par les réseaux d'assainissement, l'alimentation du débit de base par le drainage profond).

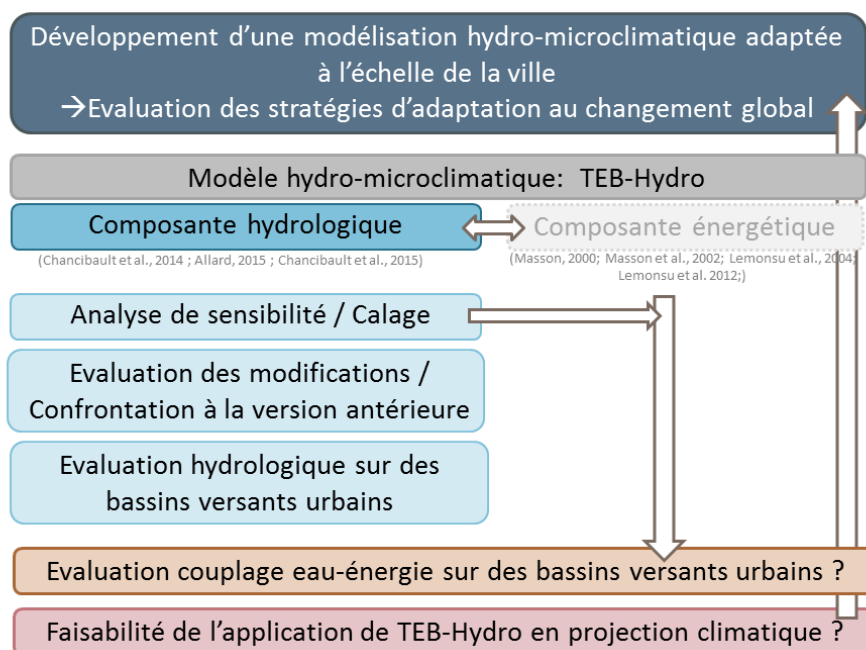


Figure 18: Schéma général du déroulement de la thèse

Un sous-objectif de la thèse est alors d'améliorer la composante hydrologique du modèle en prenant en compte les limites mises en évidence lors des études antérieures. Une analyse de sensibilité est ensuite proposée afin de pouvoir analyser les modifications des processus hydrologiques et la sensibilité du modèle aux paramètres hydrologiques existants et nouvellement introduits. Le modèle sera ensuite calé d'un point de vue hydrologique et évalué sur un petit bassin versant urbain de Rezé à Nantes. La performance du modèle sera comparée à la version antérieure du modèle de *Chancibault et al. (2015)*.

Suite à l'introduction de la composante hydrologique dans TEB, le modèle doit être également évalué dans un contexte hydro-énergétique. L'objectif est multiple : d'une part il s'agit d'évaluer l'influence de la composante hydrologique sur la composante énergétique du modèle, d'autre part il s'agit d'identifier comment le calage purement hydrologique peut avoir une influence sur le bilan énergétique. Le modèle est ainsi appliqué à un autre bassin versant urbain sur Nantes, le Pin Sec, et les performances seront comparées avec la version TEB-Veg de *Lemonsu et al. (2012)*.

Le dernier sous-objectif de la thèse est d'évaluer la capacité du modèle à être utilisé pour une évaluation de l'impact du changement climatique. Pour cela, nous nous basons sur une méthode existante de désagrégation des données climatiques afin d'élaborer des chroniques de forçage climatiques pour la modélisation. D'abord, la méthode est évaluée vis-à-vis du réalisme des précipitations reconstruites sur une période historique. Ensuite nous appliquons TEB-Hydro avec ces données de forçage reconstruites afin d'analyser l'applicabilité de cette méthode pour identifier son impact sur l'hydrologie urbaine.

1.8.2. Choix de l'outil de modélisation

Le modèle TEB-Hydro présente plusieurs avantages pour ce travail de thèse :

1. Le couplage du schéma de surface TEB et ISBA permet de représenter tous types de surfaces présentes en ville et les travaux d'*Allard (2015)* permettent d'intégrer les réseaux d'assainissement.
2. Un maillage régulier allant de plusieurs centaines de mètres à décamètres permet de travailler à la fois à l'échelle de la ville mais également à l'échelle d'un petit bassin versant urbain. Cela est important dans la phase de développement et d'évaluation du modèle.
3. C'est un modèle « orienté processus » qui permet de renseigner la plupart de ses paramètres à partir de données disponibles.
4. C'est un modèle dont la composante énergétique a été testée de nombreuses fois en différents contextes climatiques et dans lequel une composante hydrologique a été récemment introduite. La végétation et le bâtiment peuvent interagir. Les processus d'évapotranspiration dépendent à la fois de l'occupation du sol, du type de végétation, de la demande atmosphérique, et de l'état hydrique du sol. Il présente alors une bonne base pour un modèle hydro-microclimatique.
5. La plateforme SURFEX permet de coupler le modèle TEB-Hydro avec d'autres schémas, comme par exemple « Tree Canopy » (*Redon, 2017*), « GREENROOF » (*de Munck et al., 2013*), « BEM » (*Bueno et al., 2012*), etc., ce qui est bénéfique pour une évaluation plus systémique des stratégies d'adaptation basées sur la végétation.
6. La composante hydrologique du modèle a été développée dans le laboratoire Eau et Environnement (EE) à l'IFSTTAR en collaboration avec Météo-France. Les codes sont alors facilement accessibles et les développements récents peuvent être par la suite intégrés dans la plateforme SURFEX et mis à disposition pour la communauté scientifique.

Il est à noter que pour ce travail de thèse la version de SURFEX utilisée est la version v7.3. La version v8.0 de SURFEX a été publiée dernièrement, cependant, TEB-Hydro n'y est pas encore intégré. C'est pour cette raison que nous n'avons pas pu utiliser le module « Tree Canopy » de *Redon (2017)*.

Chapitre 2. Etudes de cas

2.1. Introduction

Ce travail est réalisé dans l'objectif de contribuer au développement d'un modèle hydro-microclimatique adapté à l'échelle de la ville, afin d'évaluer des stratégies d'adaptation aux changements démographique et climatique. Ce chapitre présente le domaine d'étude et les sites expérimentaux utilisés pour répondre à la fois aux exigences de l'objectif général de cette thèse et aux besoins de la modélisation hydro-microclimatique.

Dans un premier temps, nous allons représenter le territoire nantais dans sa globalité. Par la suite, seront présentés de façon plus détaillée les sites expérimentaux au sein de ce territoire ainsi que les observations hydro-climatiques disponibles pour la modélisation. Les propriétés physiographiques et hydro-climatiques des bassins versants urbains sont d'abord décrites en se basant sur des études antérieures. Les données observées issues de l'Observatoire Nantais des EnVironnements Urbains (ONEVU) et de la station météorologique de Météo-France sont ensuite exposées et discutées. Ces données ont deux fonctions par la suite : elles servent d'initialisation et de forçage pour l'application du modèle aux différents bassins versants mais aussi de moyen d'évaluation pour analyser sa performance en les comparant aux variables de sortie simulées.

2.2. Présentation de Nantes Métropole

Les sites sélectionnés pour cette étude font partie du territoire de Nantes Métropole. La ville est située à proximité de la côte nord-ouest française, le climat est océanique, caractérisé par des pluies fréquentes, de faible intensité. La hauteur d'eau précipitée moyenne est de 819,5 mm par an (pour la période de 1981 à 2010)

(<http://www.meteofrance.com/climat/france/nantes/44020001/normales>). Les hivers sont doux et humides et les étés tempérés. Les températures moyennes minimale et maximale sont respectivement de 8,3°C et de 16,7°C pour cette même période (Figure 19a et b).



Figure 19: Graphiques représentant a) les précipitations, les températures maximale et minimale et b) l'ensoleillement mensuel moyen pour la période entre 1981 et 2010 à la station météorologique de Météo-France à Bouguenais, <http://www.meteofrance.com/climat/france/nantes/44020001/normales> (consulté en février 2018)

Le réseau hydrographique de l'agglomération nantaise est dense, marqué par la traversée est-ouest de la Loire et par ses affluents les plus importants (l'Erdre au nord et la Sèvre au sud). La localisation de la ville de Nantes à environ 40 km de la côte atlantique en amont de l'estuaire fait que l'influence des marées reste encore importante sur la Loire et sur ses affluents. Au nord, on y trouve des petites rivières, comme la Chézine, le Cens et

le Gesvres ainsi que plusieurs autres ruisseaux, partiellement canalisés et souterrains (ex.: le ruisseau des Gohards).

Coté topographie, le nord de Nantes Métropole est marqué par ce réseau hydrographique dense et des vallons tandis qu'au sud, le relief est plutôt plat. L'altitude de la métropole est comprise entre 0 et 80 m au-dessus de la mer. La géologie est caractéristique du massif sud-armoricain. Le sous-sol est ainsi majoritairement constitué de granites, de micaschistes et de gneiss recouverts par des formations sédimentaires plus récentes (limons et alluvions provenant de la Loire) (Figure 20).

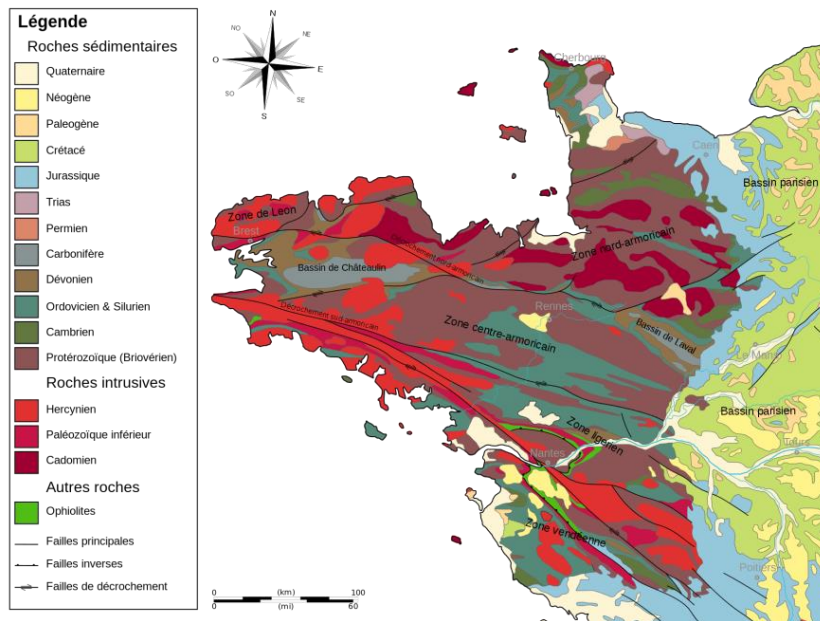


Figure 20: Carte Géologique de la Bretagne (BRGM : <http://www.brgm.fr/>, consulté en janvier 2018)

Nantes Métropole englobe 24 communes réparties sur une superficie de 523 km² (Figure 21). Elle compte plus de 600 000 habitants et se caractérise par une forte pression démographique (5e taux d'accroissement démographique en France) (<http://www.nantes-developpement.com>, consulté en 2016). Ainsi, un accroissement annuel de 0.5% de la population peut être observé depuis 1999 (NM, 2014). Cela représente une augmentation de 100 000 habitants en 20 ans. Une progression du même ordre est attendue d'ici 2030.

61 % du territoire de la métropole sont des espaces naturels ou agricoles (NM, 2014). Les logements se répartissent en 58% d'appartements et 42% de maisons individuelles.

Nantes Métropole, comme toutes les métropoles, est responsable de certains domaines sociétaux (propreté, logement, habitat, etc.), environnementaux (aménagement et infrastructures urbains, déchets, environnement, énergie, eau et assainissement, etc.) et

économiques (développement économique, recherche et innovation, emploi et attractivité internationale) (ENSA Nantes, 2011). Dans ces domaines, trois grands axes sont primordiaux : i) la gestion de proximité, ii) la qualité opérationnelle des grands services contre la pollution et iii) la conduite de projets structurants pour l'agglomération.

Elle est en outre « l'autorité organisatrice des services publics de l'eau potable et de l'assainissement » (NM, 2014). Le réseau d'assainissement est constitué de 359 km de réseau unitaire, de 2114 km de réseau d'eau pluviale et de 1914 km de réseau d'eau usée. 9 stations d'épuration collectives assurent le traitement des eaux usées de la métropole. Dans la ville de Nantes, le réseau est de type unitaire dans la partie centrale et de type séparatif dans les quartiers plus récents.



Figure 21: Représentation de Nantes Métropole, avec ses 24 communes et les axes drainants principales (<https://plum.nantesmetropole.fr>, consulté en janvier 2018).

La métropole nantaise souhaite s'engager dans une politique publique de maîtrise des ressources ainsi que dans la lutte contre le changement climatique en se basant sur le développement durable des espaces urbains. A travers l'Agenda 21 et le Plan Climat Energie Territorial de Nantes Métropole, elle cherche à évaluer la vulnérabilité du territoire et à adapter ses aménagements urbains aux futurs changements (NM, 2014). Des projets d'aménagement durable ont vu le jour ces dernières dizaines d'années. Sur Nantes, la démarche « Eco-quartier » avec trois zones pilotes a été engagée (<https://www.nantesmetropole.fr>, consulté en mars 2018). Ainsi parmi eux, figure le projet de l'éco-quartier Bottière-Chénaie qui s'étend sur 35 ha. La gestion alternative des eaux pluviales, les espaces naturels fonctionnels et attractifs et des déplacements doux sont ainsi mis en avant. Un projet plus récent est la ZAC Doulon Gohards comprenant 180 ha

dont 100 ha dédiés aux surfaces naturelles et inondables. L'objectif est de mettre en valeur les espaces verts et l'agriculture urbaine tout en proposant des solutions plus intégrées et réfléchies en faveur de l'environnement (<http://www.nantes-amenagement.fr/projet/doulon-gohards>, consulté en mars 2018 ; Bechet, présentation orale en janvier 2018). Nantes Métropole préconise également le développement des jardins collectifs dans le cadre de sa politique d'aménagement sur l'ensemble de la ville (projet JASSUR, <https://www.nantes.fr/jardins-collectifs>, consulté en mars 2018).

Il existe également des projets de recherche divers, qui étudient l'adaptation de la métropole au changement global sous différents angles. Ainsi, nous pouvons citer quelques projets scientifiques, comme par exemple les projets « AVuPUR » (ANR, 2008-2010) (*Braud et al., 2010*) et « ROSENHY » (INSU-EC2CO, 2011-2013) (*Chancibault et al., 2013*) pour analyser l'impact de l'occupation du sol sur les flux énergétiques et hydriques en milieu urbain et périurbain ; le projet « ROSENHY » également pour évaluer l'évolution potentielle d'urbanisation en tenant compte de la densification (*Labbas et al., 2014*) ; le projet URBINAT (H2020, 2018-2023) pour réhabiliter et intégrer des quartiers sociaux dans le développement urbain en se basant sur des solutions durables et innovatrices fondées sur la nature (NBSs) (<https://iaac.net/iaac/european-projects/urbanat>, consulté en mars 2018) ; le projet AROSE (ANR, 2013) pour évaluer les risques environnementaux liés à la réutilisation des Eaux résiduaires Urbaines Traitées (EUT) pour l'irrigation des espaces verts et récréatifs publics en milieu urbain ; et le projet VegDUD (ANR, 2010-2013) pour évaluer les impacts de l'intégration de la végétation dans la politique d'aménagement urbain sur la climatologie, l'hydrologie, la maîtrise de l'énergie et les ambiances (*Musy et al., 2014*).

Nous allons présenter ce dernier plus en détail puisque nous nous basons en partie sur les observations de sa base de données. Dans ce projet pluridisciplinaire, 5 volets différents (Figure 22) ont été élaborés avec pour objectifs :

- de regrouper les connaissances actuelles des pratiques de végétalisation en ville et de les intégrer dans les outils d'évaluation d'impact,
- d'obtenir des données d'observation nécessaires pour la validation de ces outils d'évaluation,
- de proposer et d'évaluer des scénarios d'aménagement sur un plan microclimatique, de pollution et d'ambiance.

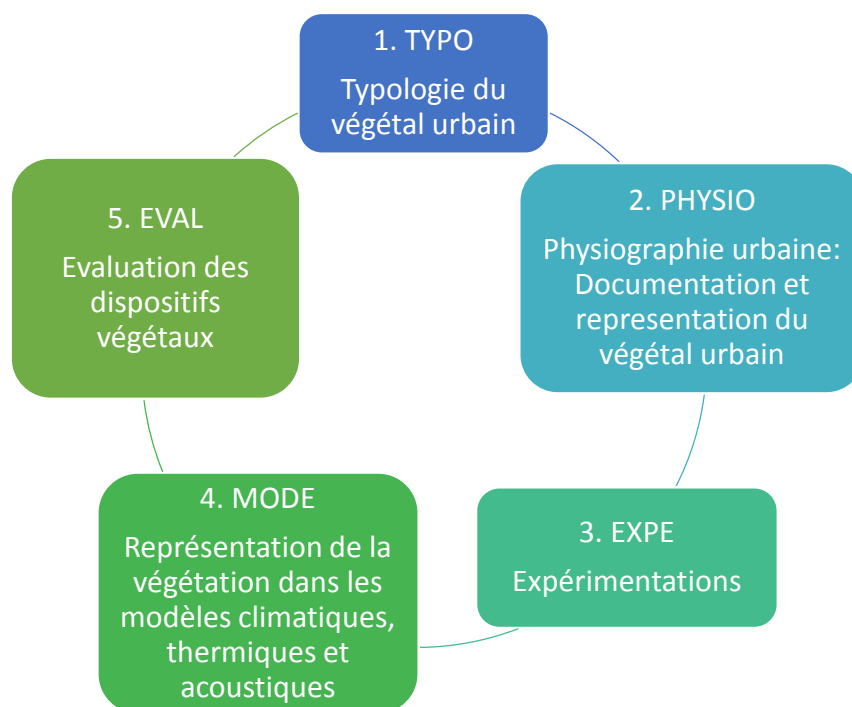


Figure 22: Présentation des 5 volets du projet VegDUD regroupant ses objectifs généraux (Musy et al., 2014).

Dans le cadre du projet VegDUD, Nantes Métropole et le Service des Espaces Verts et d'Environnement de Nantes (SEVE) ont été associés en tant que partenaires extérieurs. Ils ont mis à disposition leurs bases de données dédiées aux espaces verts publics et privés de la ville de Nantes. Celles-ci ont servi par la suite à mettre en place la documentation sur les espaces végétalisés réels et potentiels, des campagnes de mesures et l'évaluation de modèles existants vis-à-vis de leurs représentations de la végétation. Les volets pertinents pour notre travail de thèse sont ainsi :

Volet EXPE

Dans ce volet, plusieurs campagnes de mesures au sol ou dans l'air par télédétection ont été entreprises en 2010 et 2012 (Mestayer et al., 2011) (projet FluxSAP (INSU-EC2CO, 2011-2013)). L'objectif a été d'analyser l'impact de la végétation sur les flux de chaleur sensible et latente en ville tout en mettant l'accent sur la méthodologie de mesure et la quantification des flux. Ces campagnes se sont concentrées sur un espace vaste de 1800 ha situé à l'est de Nantes entre l'Erdre et la Loire. La première campagne de mesure au sol a porté sur la faisabilité des différents types de mesure dans un milieu fortement hétérogène et sur l'influence de cette hétérogénéité sur les mesures (Mestayer et al., 2011). Pour cela, une base de données a été créée dans le but d'identifier en détail différents types d'occupation des sols (Furusho, 2012). En parallèle, la représentation de la végétation par télédétection a fait l'objet d'investigations (Musy et al., 2014). Ces

informations ont été ultérieurement utilisées pour simuler le développement spatial de la ville et élaborer des scénarios d'aménagements futurs (*Rousseaux et al., 2011*).

Volet MODE

Les données observées ont ensuite servi pour évaluer les modèles hydrologiques et climatiques et leurs différents développements. Pour cela, le modèle TEB-Veg (chapitre 1.6.1.2.4) a été considéré. Ce modèle a, par ailleurs, été amélioré notamment sur l'aspect représentation de la végétation urbaine en intégrant les toitures végétalisées (*de Munck et al., 2012*). Différents scénarios d'aménagement basés sur la végétation ont ensuite été développés et analysés par *Chancibault et al. (2014)*.

2.3. Sites expérimentaux urbains

Les sites expérimentaux dont les données seront utilisées dans ce travail font partie (pour la plupart) de l'Observatoire Nantais des Environnements Urbains (ONEVU), antérieurement appelé Secteur Atelier Pluridisciplinaire (SAP) (*Ruban et al., 2010*). Cet observatoire, à caractère pluridisciplinaire, se base sur des observations in-situ sur le long-terme et des flux d'eau, d'énergie et de polluants entre le sous-sol urbain, la surface et l'atmosphère. Il fonctionne depuis 2006 et fait partie de l'OSUNA (Observatoire des Sciences de l'Univers Nantes Atlantique). Les thématiques expérimentales varient en fonction des sites étudiés : l'hydrologie quantitative et qualitative des eaux de surface et souterraines, la micro-climatologie à différentes échelles, la pollution des sols, la télédétection et la thermique des bâtiments (<http://www.ee.ifsstar.fr> consulté en février 2018).

Les sites expérimentaux intégrés à l'ONEVU sont, par exemple, le bassin versant urbain du ruisseau des Gohards à l'Ouest de Nantes, le bassin versant péri-urbain de la Chézine à l'est de Nantes, le bassin versant des Renards au nord, ou encore une ancienne décharge au bord de la Loire (Figure 23). Depuis 2014, une nouvelle base de données nommée BRIGADoON (Base pour la Recherche et l'Information par la Gestion Administrée des Données de l'ONEVU), administrée par le logiciel WISKI, permet de recenser et de valider les données et les métadonnées expérimentales de ces sites. Des données externes, suite aux projets en communs avec l'ONEVU, y sont également intégrées (ex. les données de la station météorologique de Météo-France ou du CSTB). Ainsi, la base de données contient des chroniques de température, de pluie, de teneur en eau, de niveau piézométrique et de la pollution de l'eau et du sol classées en fonction de leurs qualités attribuées (données inconnues, manquantes, validées, mauvaises, etc.).

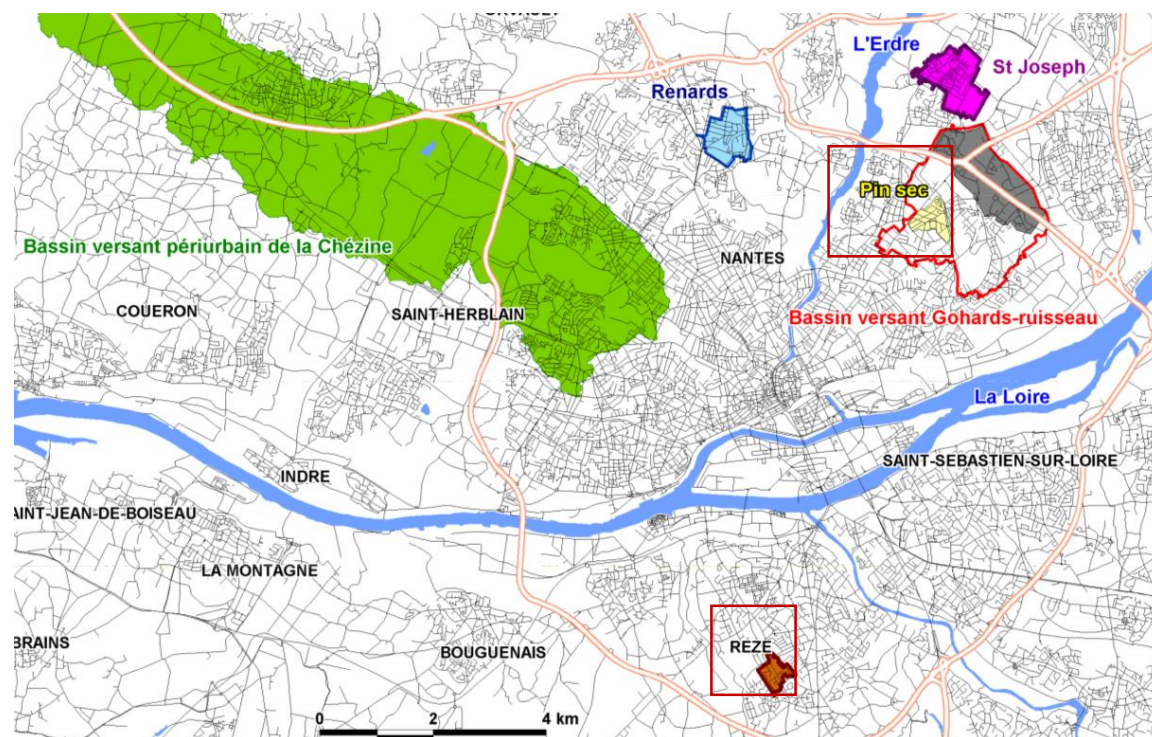


Figure 23: Représentation des bassins versants urbains et péri-urbains de l'ONEVU (Rodriguez et al., 2013) ; les rectangles rouges désignent les sites expérimentaux issus de ce travail de thèse

Le site de Rezé a fait objet d'une campagne de mesure antérieure. De ce fait, il n'est pas encore inclus dans BRIGADoON. Ces données observées sont disponibles dans la base de données « REZE » gérée par le logiciel Hydron (Berthier, 1999 ; Berthier et al., 1999).

2.3.1. Présentation générale du petit bassin versant de Rezé

Le site expérimental de Rezé et sa base de données ont déjà fait l'objet de plusieurs travaux de recherche (Berthier, 1999 ; Berthier et al., 1999 ; Dupont, 2001 ; Lemonsu, 2003 ; Rodriguez et al., 2003 ; Berthier et al., 2004 ; Morena, 2004 ; Dupont et al., 2006 ; Lemonsu et al., 2007 ; Rodriguez et al., 2008). Il est composé de deux bassins versants attenants. Le présent travail, s'appuie sur le plus petit de deux, nommé P5 (Figure 24). Ses principales caractéristiques seront résumées par la suite.

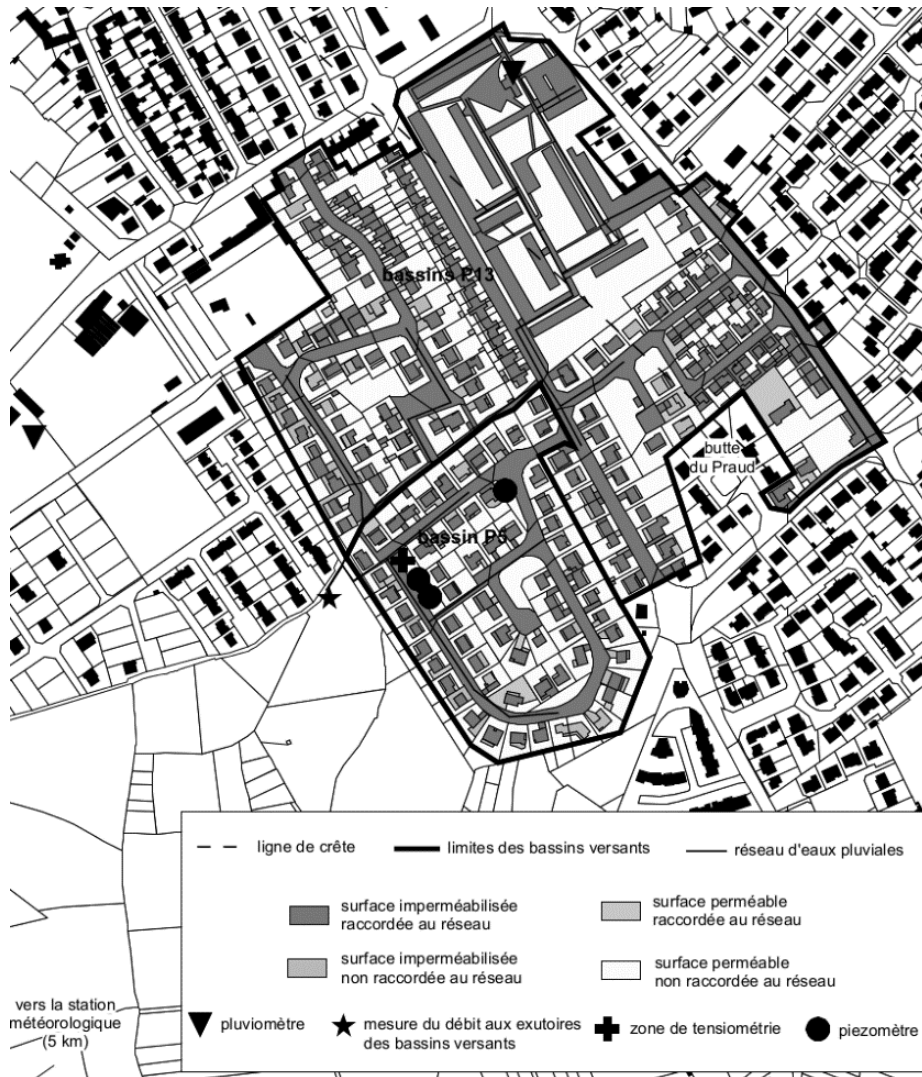


Figure 24: Le site expérimental de Rezé d'après Berthier (1999) et Berthier et al. (1999) avec les limites des bassins versants P13 et P5, les types de surfaces et les différents points de mesures

2.3.1.1. Données physiographiques

Le petit bassin versant urbain de Rezé (P5) est situé au sud de la ville de Nantes, sur la commune de Rezé, et s'étend sur environ 4,7 ha. La topographie est peu marquée avec une pente moyenne de 2% (Dupont, 2001).

2.3.1.1.1. Occupation du sol

Le bassin est entièrement résidentiel comprenant des maisons individuelles à un étage au plus et des jardins privés. La hauteur moyenne des maisons a été estimée à 5,9 m (Lemonsu et al., 2007). Les toitures des maisons sont en tuiles, typiques de la partie sud-Loire de l'agglomération nantaise. Le revêtement de la voirie est composé d'enrobé bitumineux. Les surfaces perméables couvrent 55,5% de la surface totale et sont

majoritairement constitués de pelouse avec arbustes et quelques arbres isolés. Le taux d'imperméabilisation s'élève à 44,5%, dont 16,8% de bâtiments et 27,7% de voiries.

2.3.1.1.2. Hydrogéologie, pédologie

Une description détaillée des propriétés du sol peut être trouvée dans *Berthier (1999)*, *Berthier et al. (1999)*, *Dupont (2001)* et *Dupont et al. (2006)*. La texture du sol et la courbe hydrodynamique du sol ont été définies en laboratoire en un point précis du site suite aux échantillonnages effectués à deux différentes profondeurs.

Cependant, les expertises concernant la texture de sol diffèrent entre les différentes études antérieures. *Berthier (1999)*, *Berthier et al. (1999)* et *Berthier et al. (2004)* indiquent un sol « limon argileux » ou « argilo-limoneux » avec une conductivité hydraulique à saturation mesurée sur le site de $5 \times 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$. Cette texture diffère de *Dupont (2001)* et *Dupont et al. (2006)* qui présentent les résultats d'une étude granulométrique détaillée du site avec un sol de type « limon fin » avec 4 % d'argile, 55 % de limon et 38 % du sable (Figure 25).

Face à ces textures différentes, nous nous basons pour notre travail sur l'étude antérieure de *Lemonsu et al. (2007)*. Ainsi, la texture de sol se compose de 40% d'argile et de 38% de sable et correspond à un « limon argileux », cité dans *Berthier (1999)* et *Berthier et al. (1999 et 2004)*.

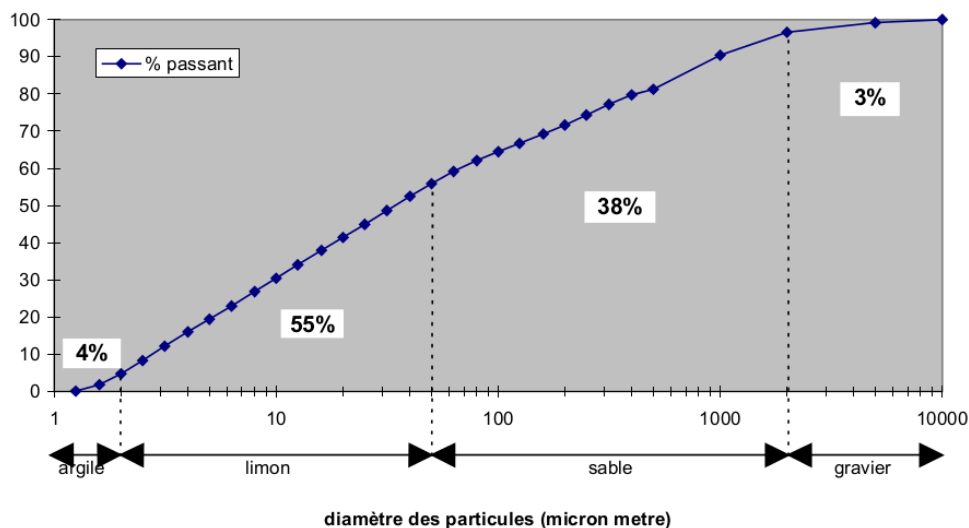


Figure 25: Etude granulométrique d'un échantillon de sol sur le site de Rezé selon Dupont (2001)

La direction principale des écoulements souterrains est de l'est vers l'ouest avec une nappe peu profonde dont la hauteur varie en fonction des différentes saisons. En hiver,

elle se trouve à environ 0,5 m sous la surface tandis qu'en été elle se trouve autour de 2 m sous la surface (Berthier et al., 1999 ; Berthier et al., 2004).

2.3.1.1.3. Caractéristiques hydrologiques

Le réseau hydrographique sur le site est uniquement de nature artificielle, constitué d'un réseau d'assainissement séparatif. Berthier et al. (1999) ont déterminé une longueur de 803 m pour le réseau d'eaux usées et 480 m pour le réseau d'eau pluviale. Berthier (1999) a mené une enquête de terrain afin de connaître en détail le taux d'imperméabilisation du bassin en distinguant quatre surfaces différentes : surfaces imperméabilisées ou perméables raccordées ou non raccordées au réseau d'eau pluviale. Il a été déterminé que 84% des surfaces imperméabilisées étaient connectées au réseau d'eau pluviale, dont 80% de voiries et 92% de toitures. Un coefficient d'imperméabilisation⁸ de 37% a été calculé qui est le rapport entre la surface imperméabilisée raccordée au réseau et la surface totale du bassin. Le temps de réponse du bassin d'une dizaine de minutes est assez rapide, ce qui s'explique par la petite superficie du bassin versant.

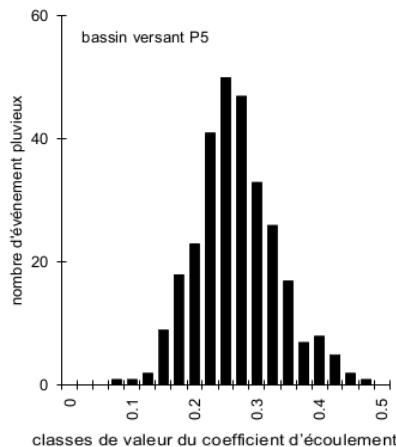


Figure 26: Histogramme du coefficient d'écoulement observé sur le bassin versant de Rezé entre 1991 et 1997 d'après Berthier (1999).

Le coefficient d'écoulement⁹ a été déterminé par Berthier (1999) pour 291 événements pluvieux dépassant l'intensité de 2 mm.h⁻¹ entre janvier 1991 et décembre 1997. La

⁸ Le coefficient d'imperméabilisation d'un bassin versant, exprimée en pourcentage, est le rapport entre la surface imperméable et la surface totale du bassin.

⁹ Le coefficient d'écoulement est le rapport, exprimé en pourcentage, entre la quantité d'eau écoulée par la quantité d'eau précipitée, pour un bassin versant et une durée définie et significative, par exemple à l'échelle d'un cours d'eau et d'un événement pluvieux.

distribution de ce coefficient montre une forte variabilité entre les évènements avec une moyenne de 0,26 sur cette période (Figure 26).

2.3.1.2. Données observées in-situ

Le site de Rezé a été instrumenté par le LCPC entre septembre 1990 et décembre 2002. Les observations ont été intégrées dans la base de données « REZE » (*Fasquel et Berthier, 1997 ; Berthier et al., 1999*) administrée par le logiciel « Hydron ». Elle a été alimentée de manière continue sur la période 1991-1998, avec notamment des données observées disponibles comme :

- ⇒ La pluviométrie
- ⇒ Le débit du réseau d'eau pluviale
- ⇒ L'état hydrique du sol

Les données entre 1991 et 1996 ont ensuite fait l'objet d'une première évaluation et validation par *Berthier (1999)* (Figure 27).

grandeurs	disponibilité des données						pas de temps, durée des données manquantes	qualité des données
	1991	1992	1993	1994	1995	1996		
précipitations	[barres noires]						1 mn, 0 jour	validées
débit dans le réseau d'eaux pluviales :								
bassin P5	[barres noires]						1 mn, 10 jours	validées
bassin P13	[barres noires]						1 mn, 33 jours	validées
charge de pression de l'eau dans le sol :								
dans un terrain naturel (3 profondeurs)	[barres noires]						1h, 459 jours	validées
sous une chaussée (4 profondeurs)	[barres noires]						1h, 685 jours	validées
niveau de la surface libre (3 profondeurs)	[barres noires]						15 jours et 1h, 20 jours	validées
données météorologiques	[barres noires]						variable, 0 jour	données satisfaisantes

Figure 27: Résumé des données disponibles entre 1991 et 1996 selon *Berthier (1999)*

Lemonsu et al. (2007) ont considéré les observations de la période allant de 1993 à 1998 pour la modélisation qu'ils ont réalisée avec le modèle TEB (chapitre 1.6.1.2.1). De ce fait, nous allons par la suite nous concentrer sur les données issues de cette période.

2.3.1.2.1. Régime pluviométrique entre 1993 et 1998

Trois pluviomètres à auget basculant ont été installés sur l'ensemble des deux sites, mesurant le régime pluviométrique sur le bassin entre 1993 et 1998. Le cumul annuel moyen sur cette période est de 830 mm, avec l'année 1994 la plus pluvieuse (1097 mm) et l'année 1996 la plus sèche (668 mm) (Figure 28a). Les mois d'automne et d'hiver allant

de septembre jusqu'à février sont les plus humides. Le cumul de pluie mensuel moyenné sur cette période est supérieur à 80 mm. Les mois les plus secs se trouvent en période estivale entre juin et août avec un cumul mensuel autour de 35 mm (Figure 28b). Considérant chaque année séparément, le cumul pluviométrique mensuel est fortement variable d'une année à l'autre sans tendance claire (Figure 28c).

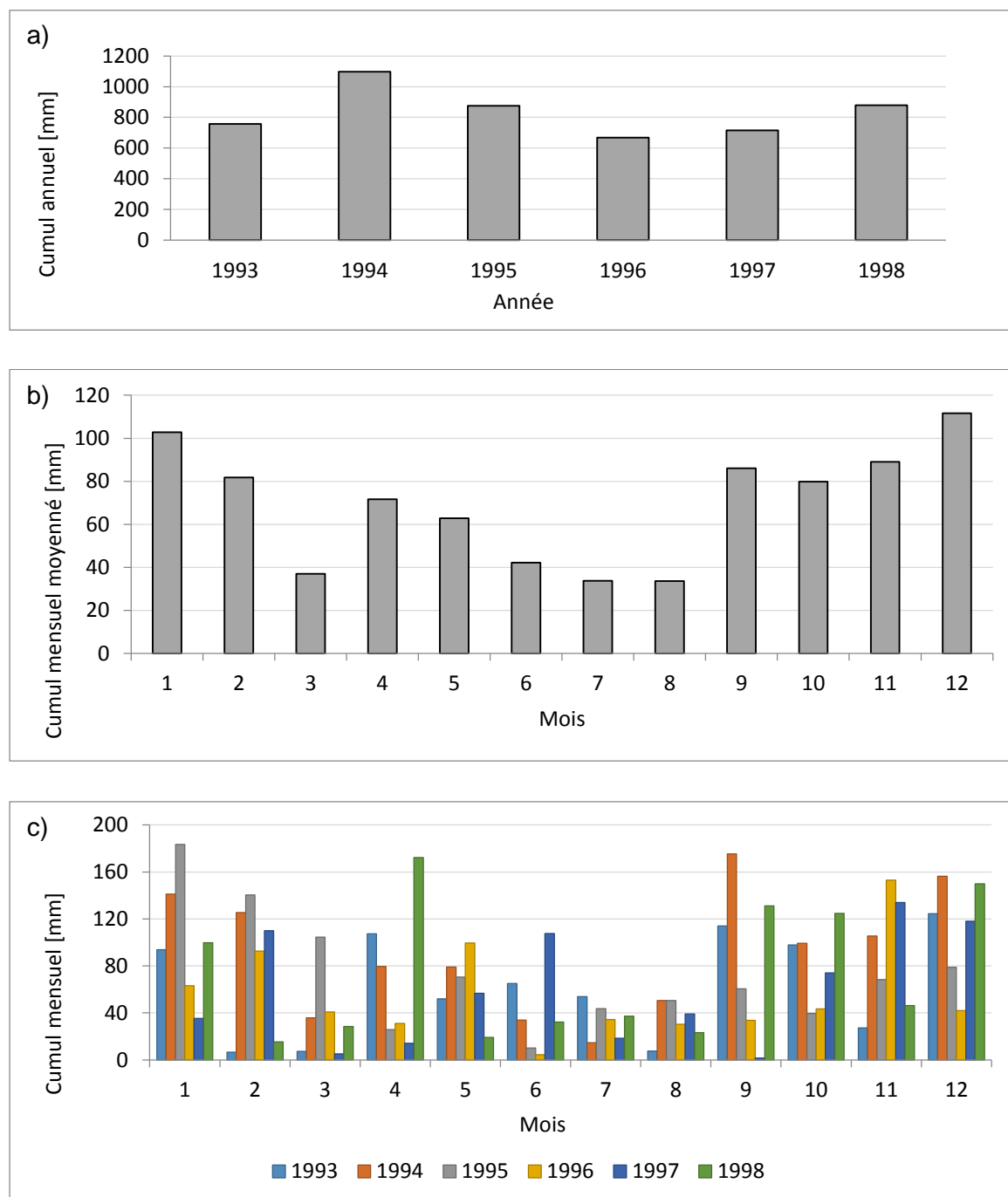


Figure 28: a) Cumul pluviométrique annuel sur la période 1993 et 1998 et b) Cumul pluviométrique mensuel moyenné sur la même période et c) Cumul pluviométrique mensuel pour chaque année. Données dérivées de la base de données de REZE.

2.3.1.2.2. Régime hydrologique entre 1993 et 1998

Les débits dans les réseaux ont été mesurés par des capteurs de hauteur d'eau au cours de cette période. Les données ont été ensuite validées par *Berthier (1999)* entre 1991 et 1996 (Figure 27).

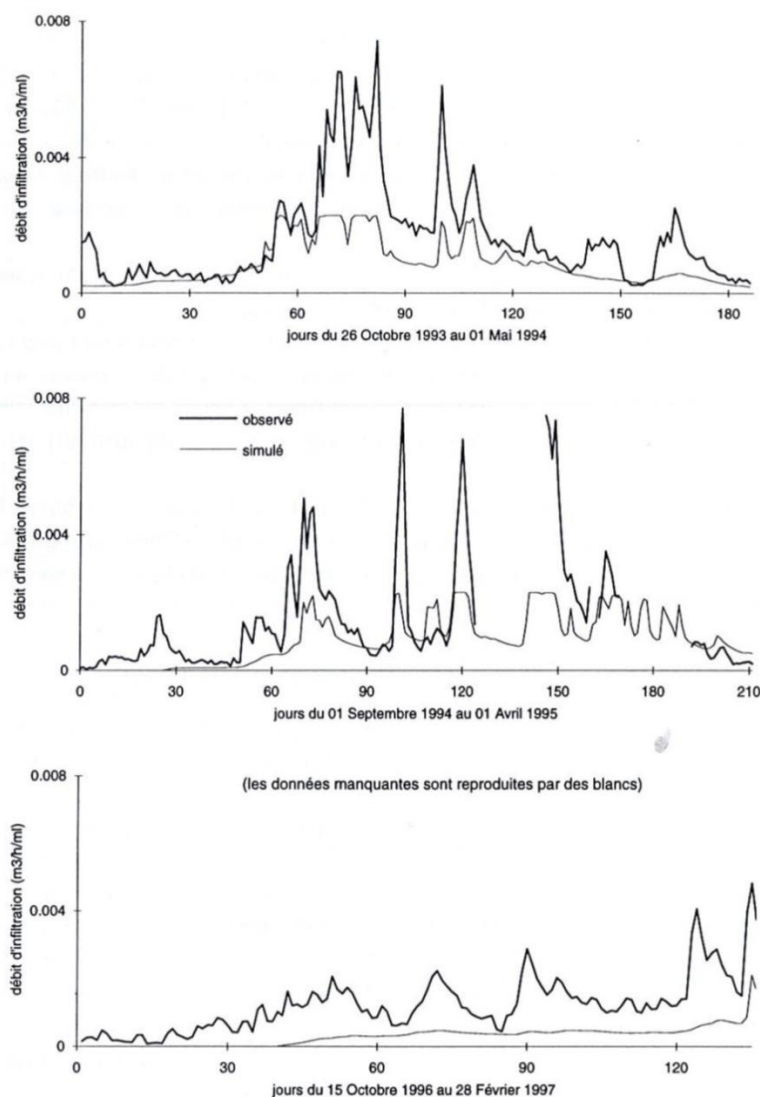


Figure 29: Débit observé (noir épais) et simulé (noir fin) par *Berthier (1999)* dans le réseau d'eau usée suite aux infiltrations d'eau du sol, pour les hivers 1993/94, 1994/95 et 1996/97 au pas de temps journalier d'après *Berthier (1999)*

Il a par la suite été admis que ce débit regroupait trois composantes différentes : le ruissellement sur les surfaces naturelles, le ruissellement des surfaces imperméabilisées et les infiltrations de l'eau du sol dans le réseau (aussi appelé infiltrations parasites). Cette dernière composante a été mesurée dans les deux réseaux d'assainissement des deux bassins versants. Cependant, nous avons uniquement à notre disposition une publication

(Berthier, 1999) des débits estimés dans le réseau d'eau usée, disponibles sur trois périodes hivernales (Figure 29). Evalué sur une longueur donnée du réseau, le débit a été ensuite ramené par mètre linéaire ($\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ml}$) afin de le comparer aux simulations. Pour la période hivernale 1994/95 un débit maximal de $0,008 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{ml}$ a pu être déterminé.

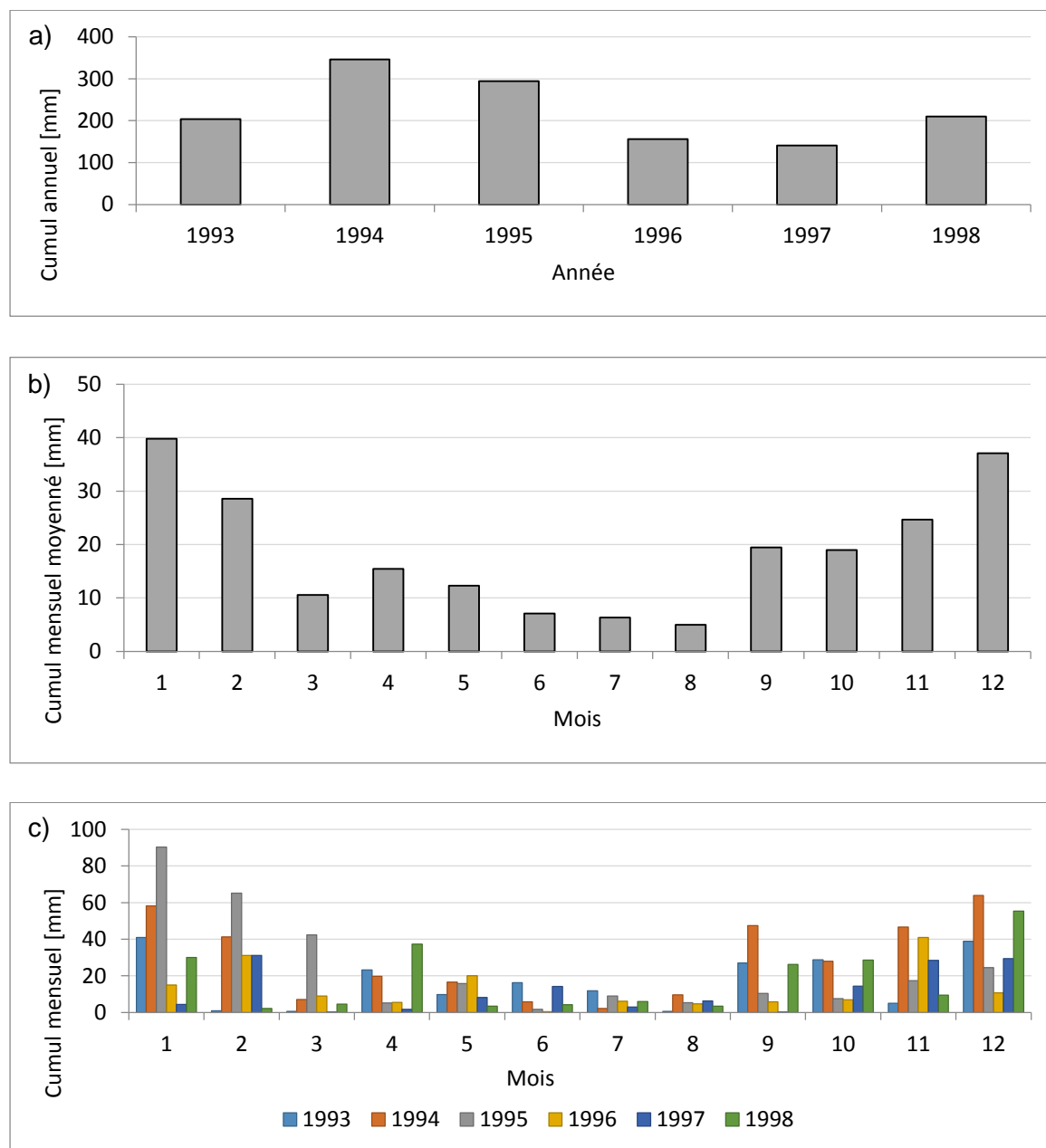


Figure 30: Débit observé en réseau d'eau pluviale a) Hauteur écoulée annuelle sur la période 1993 et 1998 et b) Hauteur écoulée mensuelle moyennée sur la même période et c) Hauteur écoulée mensuelle pour chaque année en mm.

Pour la période entre 1993 et 1998, la hauteur totale d'eau écoulée dans le réseau d'eau pluviale suit les tendances pluviométriques. Cette hauteur écoulée est la plus importante en 1994 (346 mm) et la plus faible en 1997 (140 mm) (Figure 30a). Lorsqu'on regarde la moyenne mensuelle sur la période, la hauteur écoulée mensuelle est la plus basse en

août (Figure 30b). Ainsi, l'année hydrologique¹⁰ va de septembre en août. Ceci correspond à l'année hydrologique habituelle en France.

2.3.2. Présentation générale du secteur est de Nantes

Le secteur est de Nantes est compris entre la Loire et l'Erdre (Figure 23). L'occupation du sol varie avec de l'habitat collectif dense au centre-ville, de l'habitat individuel dans des quartiers éloignés du centre, des zones d'activités et des zones en cours d'urbanisation, comme par exemple le ZAC de Doulon-Gohards ou l'éco-quartier Bottière Chêne.

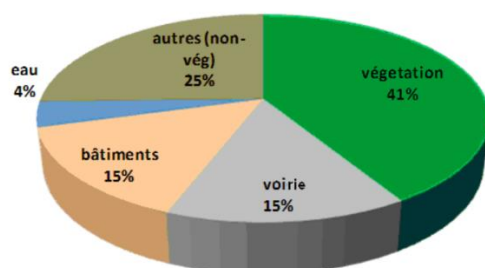


Figure 31: Occupation du sol du secteur est de Nantes selon la base de données FluxSAP et déterminée lors du projet VegDUD par Furusho (2012).

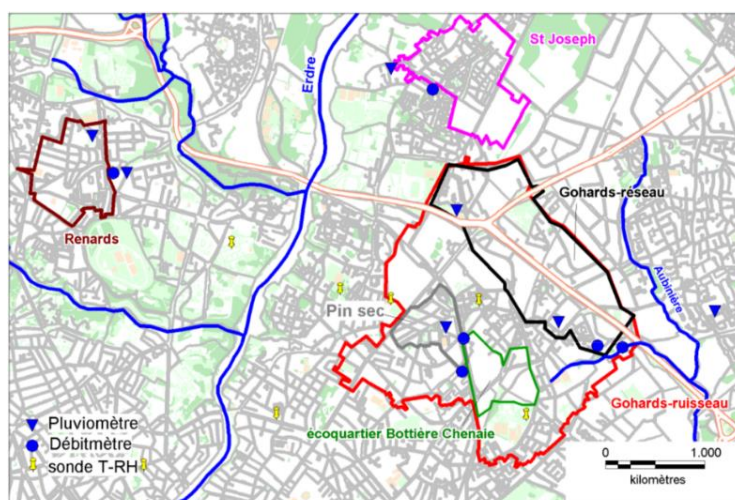


Figure 32: Localisation des bassins versants urbains instrumentés au sein de l'ONEVU sur le secteur est de Nantes selon Rodriguez et al. (2013)

Furusho (2012) a analysé des données spatiales relatives à l'occupation du sol de ce secteur dans le cadre du projet VegDUD (Chapitre 2.2). Ainsi, la végétation représente

¹⁰ L'année hydrologique est la « période de 12 mois qui débute après le mois habituel des plus basses eaux. » (<http://www.eau-poitou-charentes.org>, consulté en mars 2018)

41% de la surface totale et les surfaces imperméabilisées représentent 30%, réparties de façon équilibrée entre les bâtiments et la voirie (Figure 31).

Ce secteur fait partie du domaine de l'ONEVU, présenté au chapitre 2.3. Plusieurs bassins instrumentés en font partie, dont le bassin du Pin Sec (31 ha), présenté par la suite (Figure 32).

2.3.2.1. Le bassin versant de Pin Sec

Le bassin versant du Pin Sec est un sous bassin du bassin versant du ruisseau des Gohards (Figure 32). Il a été étudié et décrit dans de nombreuses études antérieures (*Le Delliou et al., 2009 ; Musy et al., 2015 ; Ruban et al., 2010 ; Furusho, 2012 ; Jankowsky, 2012 ; Percot, 2012 ; Rodriguez et al., 2013 ; Rodriguez et al., 2014*).

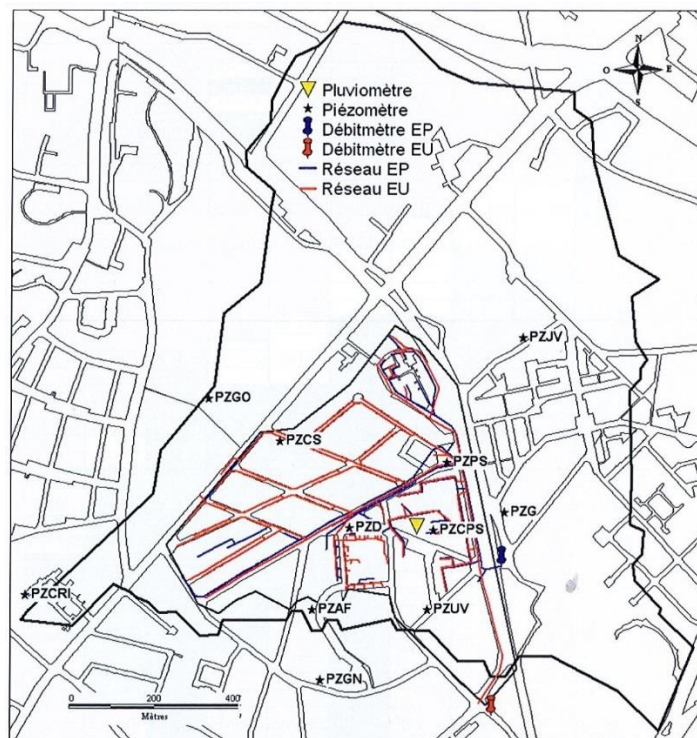


Figure 33: Représentation du bassin versant hydrologique (limite noir épaisse) et urbain (limite noir fine) du Pin Sec avec les points d'instrumentation et les deux réseaux d'assainissement (Le Delliou, 2009).

Le Delliou (2009) présente dans ses travaux le bassin versant hydrologique du Pin Sec de 120 ha et le bassin versant urbain topographique du Pin Sec de 31 ha (Figure 33). Ce petit bassin urbain a été délimité en fonction des parcelles cadastrales ayant le même exutoire topographique et artificiel (*Jankowsky, 2012*); c'est-à-dire le réseau d'assainissement d'eau pluviale et d'eaux usées. Il est donc important de noter pour la suite que nous nous concentrons sur ce petit bassin versant urbain du Pin Sec. L'altitude

du terrain est comprise entre 19 m et 26 m avec une pente moyenne de 1%. La limite est du bassin est marquée par le talus du tramway.

2.3.2.1.1. Occupation du sol

La partie nord du site est caractérisée par des maisons individuelles avec des jardins privés contrairement à la partie sud, où se trouvent des immeubles collectifs de 4 étages et des parcs publics. Un terrain de football synthétique y est également installé. La hauteur moyenne de tous les logements a été estimée à 9,3 m. Les toitures des maisons individuelles sont majoritairement en tuiles et celles des immeubles collectifs en feutres bitumés. Les routes et les parkings collectifs sont bitumineux. 49% de la surface totale est imperméable selon *Rodriguez et al. (2013)*, dont 18% de bâtiments et 31% de voiries. Ainsi, la surface naturelle couvre 51% de la surface totale et est constituée majoritairement de pelouses avec arbustes, mais aussi d'arbres groupés en espace public ainsi que d'arbres de rue.

2.3.2.1.2. Géologie, pédologie

Une description détaillée de la géologie et de la pédologie du bassin hydrologique du Pin Sec de 120 ha, peut être trouvée dans *Le Delliou (2009)*. La texture de sol a été caractérisée par une analyse lithologique des matériaux extraits lors des forages des piézomètres du site.

La géologie est constituée majoritairement de limons argileux et limoneux de plateau, superposant des micaschistes altérés (Figure 34). Les micaschistes sont composés des biotites et muscovites (*Le Delliou, 2009*).

La texture de sol est disponible à plusieurs profondeurs du sol dans la base de données BRIGADoON, présentée au chapitre 2.3. A une profondeur de 35 cm sous la surface, la texture est classifiée en « limon sableux » dans le cas des piézomètres PzCS et PzPS et « limoneux » dans le cas du piézomètre PzUV. Aucune donnée n'est disponible pour le piézomètre PzD. Des essais de pompage ont été effectués afin de déterminer la perméabilité du sol. Comme l'indique le Tableau 1, la conductivité mesurée est comprise entre 10^{-7} et 10^{-8} m.s⁻¹, des valeurs représentatives de sols limoneux à perméabilité modérée (*Lang et al., 2003*).

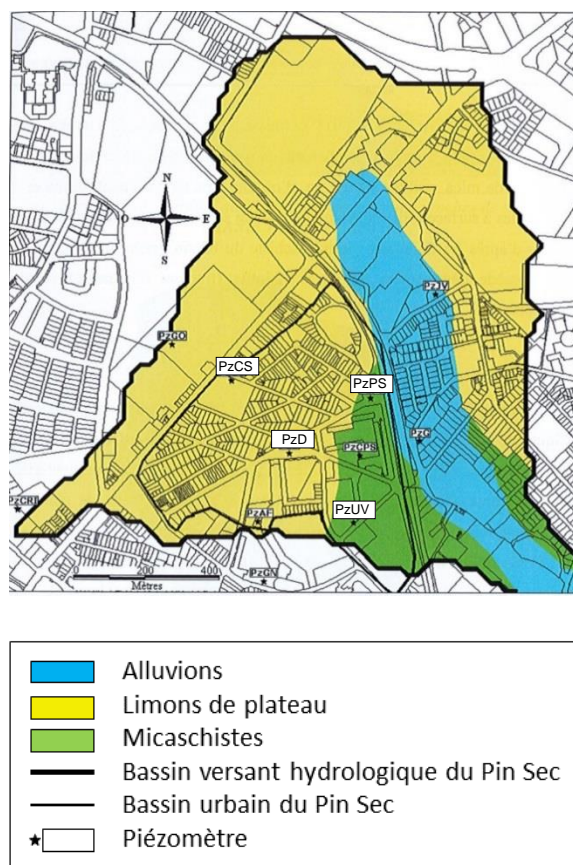


Figure 34: Formation géologique du bassin versant hydrologique du Pin Sec d'après Le Delliou (2009)

Tableau 1: Récapitulation de la texture du sol selon les différents emplacements des piézomètres dans les limitations du petit bassin versant urbain du Pin Sec. Données extraites de la base de données de BRIGADoON (consulté en janvier 2017).

Emplacement	Texture de sol	Profondeur [m]	Argile [%]	Limon [%]	Sable [%]	Conductivité [$m \cdot s^{-1}$]
PzPS	Limon-sableux	0,35	6	46	48	$2,6 \times 10^{-7}$ $2,2 \times 10^{-7}$
PzD	--	--	--	--	--	--
PzCS	Limon-sableux	0,35	10	33	57	$4,4 \times 10^{-8}$ $4,2 \times 10^{-8}$
PzUV	limoneux	0,35	8	44	48	$8,5 \times 10^{-8}$

2.3.2.1.3. Réseaux hydrographiques

Le réseau d'assainissement date des années 1960 et fonctionne en mode séparatif, avec des longueurs respectives de 7,2 km pour le réseau d'eaux usées et 4 km pour le réseau

d'eau pluviale (Ruban *et al.*, 2010 ; Jankowsky, 2012). Il n'y a pas de réseau hydrographique naturel sur le site. Le réseau d'eau pluviale se rejette dans le ruisseau des Gohards plus à l'est du site.

En 2014, une enquête de conformité des connexions a porté sur 2/3 des habitations du bassin versant du Pin Sec par Nantes Métropole dans le but d'identifier des mauvais branchements. Lors de cette enquête, 4 classes différentes de bâtiments ont pu être identifiées : i) des bâtiments connectés de façon réglementaire aux réseaux, ii) ceux dont les eaux usées sont rejetées dans le réseau d'eau pluviale (EU vers EP), iii) et inversement ceux dont les eaux pluviales sont rejetées dans les eaux usées (EP vers EU) et iv) les bâtiments dont le propriétaire a refusé l'enquête. Par la suite les résultats de l'enquête ont été extrapolés à l'ensemble du bassin versant urbain sur la base d'une typologie assez homogène. De ce fait, 4% des parcelles rejettent les eaux usées dans le réseau d'eau pluviale, 24% des parcelles rejettent les eaux usées vers le réseau d'eau pluviale et 15% sont déconnectées du réseau (récupération, rejet dans le jardin ou dans un puits d'infiltration).

Le coefficient d'écoulement a été déterminé par Rodriguez *et al.* (2013) pour 236 évènements pluvieux dépassant l'intensité de 2 mm.h^{-1} entre octobre 2009 et septembre 2012. La distribution de ce coefficient montre une forte variabilité entre les évènements avec une moyenne de 0,15 sur cette période (Figure 35). De plus, sur cette même période un cumul maximal de 71,2 mm et une intensité maximale de $108,5 \text{ mm.h}^{-1}$ par évènement ont été déterminés avec un débit maximal enregistré de $1,65 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$.

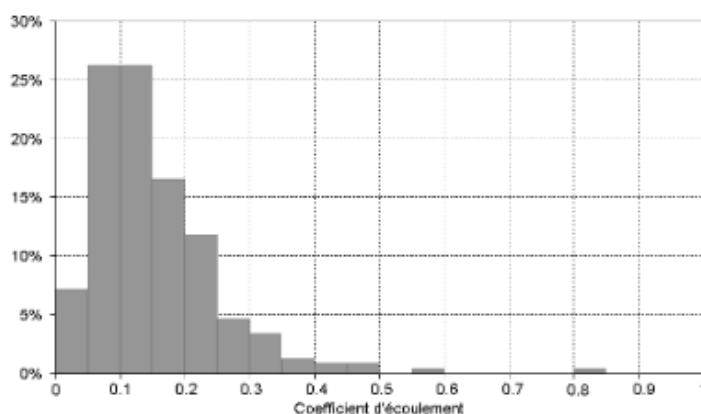


Figure 35: Distribution des coefficients d'écoulement entre 2009 et 2012 pour 236 évènements pluvieux d'après Rodriguez *et al.* (2013).

2.3.2.2. Données hydro-climatiques observées in-situ

Comme présenté au chapitre 2.3, le site du Pin Sec est instrumenté de manière continue depuis 2006 (ONEVU). De plus, le Pin Sec a fait l'objet d'une étude approfondie lors des deux campagnes de mesure « FluxSAP » en 2011 et 2012. Ainsi, les données hydro-microclimatiques mesurées lors de ces campagnes de mesures ont été présentées et analysées antérieurement (Mestayer et al., 2011 ; Furusho, 2012 ; Jankowfsky, 2012 ; Rodriguez et al., 2013, Seveno et al., 2014). Jankowfsky (2012) a établi un bilan hydrologique annuel en surface et sous-surface à l'échelle du bassin versant urbain du Pin Sec pour les années 2010 et 2011.

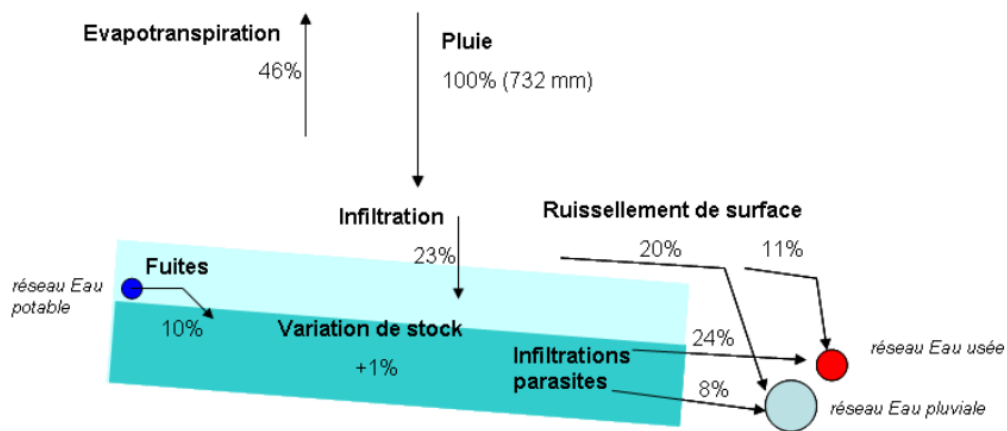


Figure 36: Bilan hydrologique du bassin versant du Pin sec de l'année 2010, toutes les valeurs sont exprimées en pourcentage de la pluie brute (Jankowfsky, 2012)

Comme le montre la Figure 36, pour l'année 2010 l'évapotranspiration représente 46%, l'infiltration 23% et le ruissellement total 31% de la pluie annuelle. De plus, Brochet (2017) a réalisé un inventaire de ces données hydro-climatiques observées sur une période de 10 ans entre janvier 2006 et décembre 2016, en regardant leur disponibilité, mais également leur traitement et validation.

2.3.2.2.1. Régime pluviométrique entre 2008 et 2017

Le taux de précipitation est mesuré en continu par trois pluviomètres à auget basculant. Un des pluviomètres est placé sur un toit plat d'un bâtiment de 4 étages (Dunant) au sein du site de Pin Sec. Les deux autres pluviomètres sont installés à moins de 1 km de ce bassin versant à Perray et Halvèque.

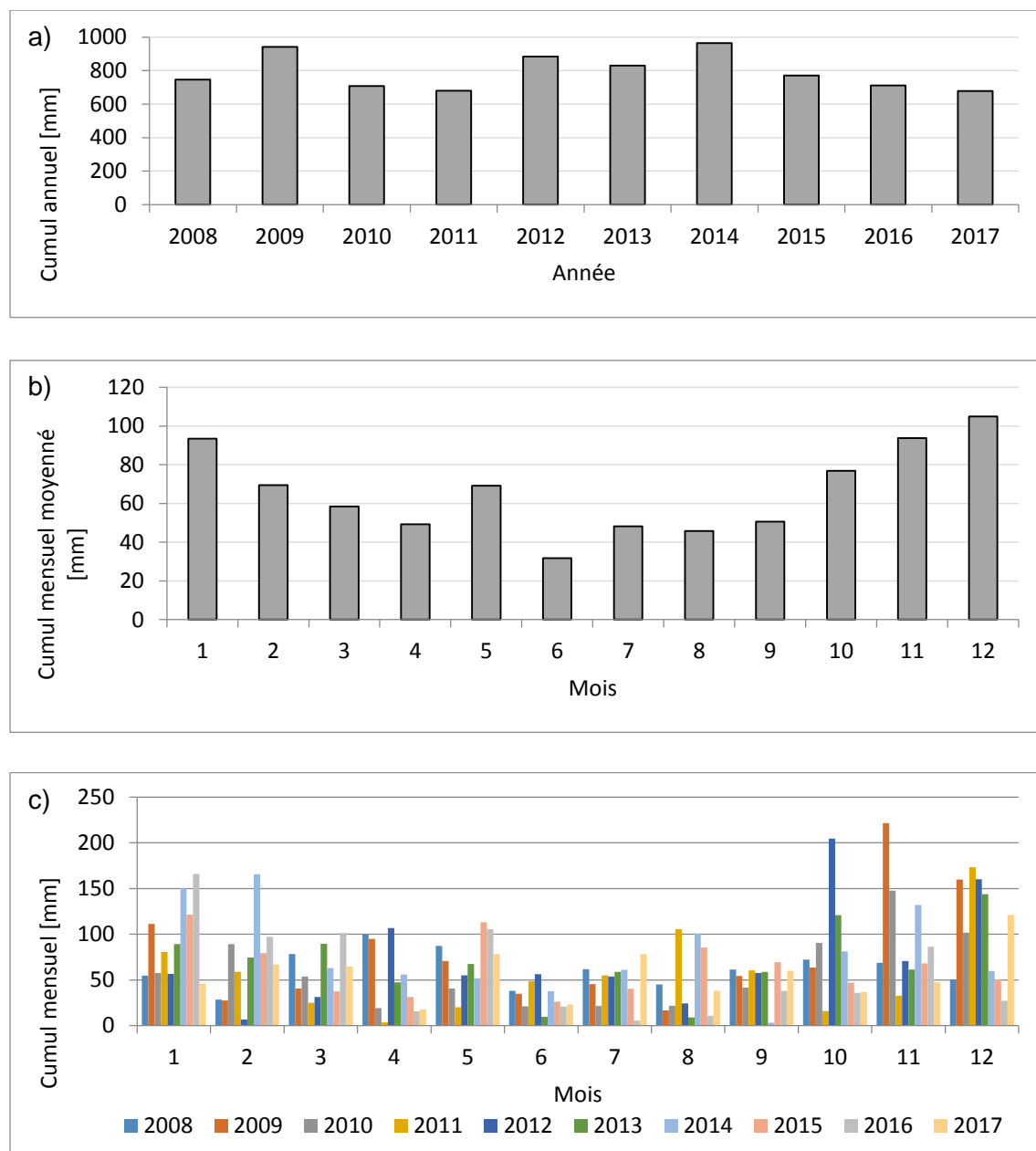


Figure 37: a) Cumul pluviométrique annuel sur la période entre 2008 et 2017 ; b) Cumul pluviométrique mensuel moyenné sur la même période et c) Cumul pluviométrique mensuel pour chaque année pour les trois pluviomètres « Dunant, Perray et Halvèque ».

Le régime pluviométrique (moyenne de ces trois pluviomètres) est variable d'une année à l'autre en termes de cumul annuel (Figure 37a) mais également en termes de cumul mensuel interannuel (Figure 37c) pour la période d'étude entre 2008 et 2017. Le cumul annuel moyen sur cette période est de 792 mm. Les années 2011 et 2017 sont les plus sèches avec 680 mm, et l'année de 2014 la plus pluvieuse avec 963 mm (Figure 37a). En considérant la moyenne mensuelle sur cette période, les mois d'automne et d'hiver, d'octobre jusqu'à février, sont les plus humides, avec un cumul supérieur à 65 mm. Le

mois de mai dépasse également cette valeur. Les mois les plus secs se trouvent en période estivale entre juin et août (Figure 37b).

2.3.2.2. Régime hydrologique du Pin Sec

Les débits dans les réseaux d'eaux pluviales et usées sont mesurés à l'exutoire du bassin versant à un pas de temps de 2 min depuis mai 2006. Pour notre travail, nous nous intéressons uniquement aux débits du réseau d'eau pluviale. Afin d'assurer des mesures en continu, également dans des conditions de temps sec, un seuil triangulaire de 20 cm de haut a été placé sur le radier du réseau d'eau pluviale entre novembre 2009 et juin 2016. Cependant l'emplacement du capteur en amont de ce seuil a conduit à des problèmes d'encrassement du capteur. De ce fait, à partir de février 2013 le capteur a été déplacé quelques mètres en aval du seuil, avec une pente plus importante du radier mais sans apports quantitatifs en eau supplémentaires. A partir de juillet 2016, le seuil a été enlevé définitivement et le capteur a été remis à l'emplacement d'origine.

Suite au changement de l'emplacement du capteur en février 2013, il existe une discontinuité temporelle qualitative et quantitative des chroniques de débit dans le réseau d'eau pluviale. En effet, entre novembre 2009 et janvier 2013, *Jankowfsky (2012)* a établi une relation hauteur-vitesse en prenant en compte l'effet du seuil. Cette relation n'est donc plus valable à partir de février 2013. Dans le cas de l'évaluation hydro-énergétique du modèle, présentée au chapitre 4, nous nous basons sur la période entre janvier 2010 et décembre 2012. Ainsi, cette période coïncide avec la disponibilité des données de flux de chaleur sur le Pin Sec. Dans le cas du chapitre 5, nous prenons en compte toute la période présentée ici. Il est donc à noter, que les méthodes appliquées afin d'obtenir les données débitométriques diffèrent entre la période 2010-2012 et 2013-2016.

Pour la période entre janvier 2010 et décembre 2016, la hauteur écoulée dans le réseau d'eau pluviale suit les tendances pluviométriques interannuelles, à l'exception de deux années 2012 et 2016. La hauteur écoulée annuelle est plus importante en 2010 (209 mm) qu'en 2012 (180 mm) (Figure 38a), ce qui n'est pas cohérent avec les cumuls annuels observés de pluie (Figure 37a). Cela est en lien avec un problème technique au point de mesure, suite aux dépôts importants des sédiments au seuil. De ce fait, il n'y a quasiment pas de données débitométriques disponibles entre le 26.07.2012 et le 01.11.2012. Le cumul pluviométrique important du mois d'octobre de 204 mm (Figure 37c), n'est donc pas représenté au niveau de la débitmétrie (Figure 38c). L'année 2016 démontre une hauteur d'eau écoulée totale (324 mm) plus importante que l'année 2015 (251 mm), présentant également une incohérence avec la pluviométrie. Cela est en lien avec un manque

important de données en 2015 pendant les mois entre juillet et novembre. Contrairement aux données de Rezé, la hauteur écoulee mensuelle est plus importante en août qu'en juillet, suite aux hauteurs écoulées de 35 mm en août 2011 et de 30 mm en août 2014 (Figure 38b et Figure 38c).

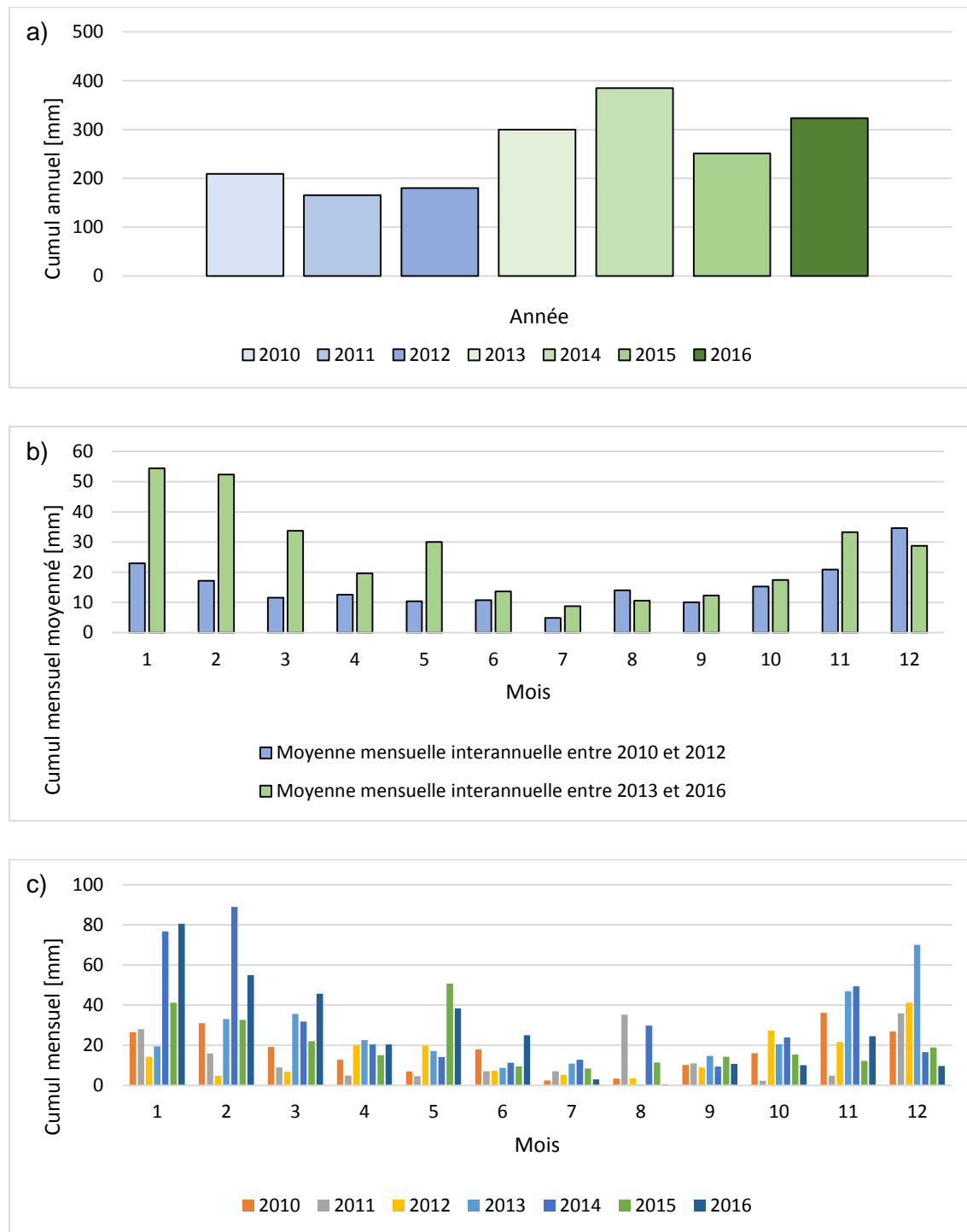


Figure 38 : Débit observé en réseau d'eau pluviale a) Hauteur écoulee annuelle sur la période janvier 2010 et décembre 2012 (en bleu) et sur la période janvier 2013 et décembre 2016 (vert) b) Hauteur écoulee mensuelle moyennée sur la période 2010-2012 (bleu) et 2013-2016 (vert) et c) Hauteur écoulee mensuelle pour chaque année en mm.

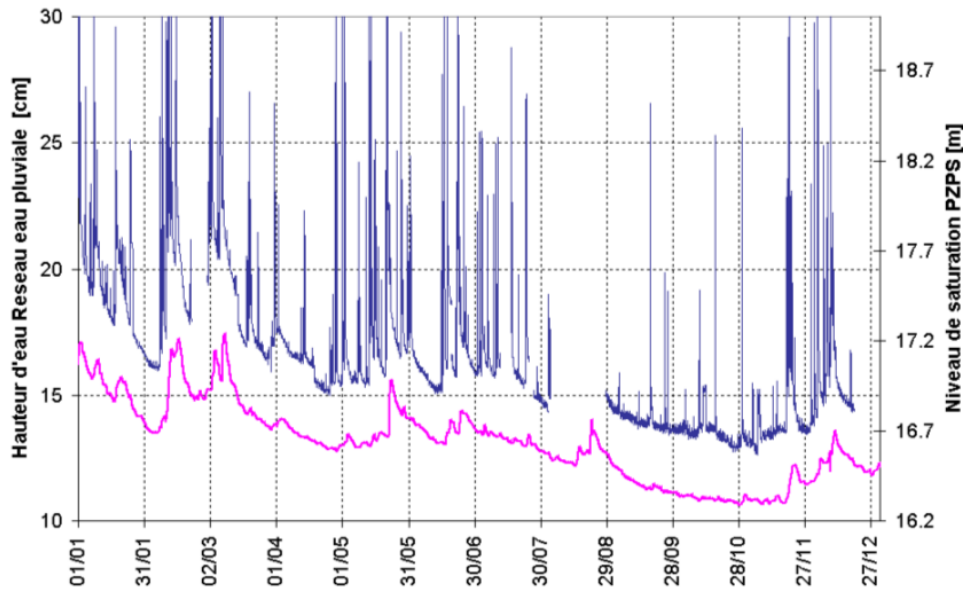


Figure 39: Bassin versant urbain du Pin Sec : comparaison de la hauteur d'eau mesurée dans le réseau d'eau pluviale (ligne bleue) et le niveau piézométrique enregistré par le piézomètre PzPS sur l'année 2007 (ligne rose) selon Rodriguez et al. (2013).

La teneur en eau du sol est mesurée par 9 tensiomètres. 11 piézomètres installés sur et autour du bassin versant mesurent les variations de la nappe au cours du temps. La hauteur d'eau est enregistrée à un intervalle de 20 minutes depuis juillet 2006. *Brochet (2017)* a analysé les données piézométriques afin de déterminer des périodes sèches entre 2006 et 2016. En général, les niveaux les plus bas de la nappe se trouvent entre août et novembre tandis que les niveaux les plus hauts se situent entre décembre et avril. Ainsi, le mois avec le niveau de la nappe le plus bas est variable d'une année sur l'autre (*Brochet, 2017*).

En période de temps sec, la relation entre le débit de base dans les deux réseaux et du niveau de saturation du sol a été étudiée (Figure 39). Ainsi, une corrélation entre ces deux mesures a été proposée par *Le Delliou et al. (2009)*. Cette relation a été améliorée par *Jankowsky (2012)* et reprise par *Rodriguez et al. (2018)* (Figure 40). Ainsi, pour la période 2008-2011 une estimation en continu du débit de base est proposée par *Jankowsky (2012)*, résultant du drainage de l'eau du sol par les réseaux d'assainissement du bassin versant.

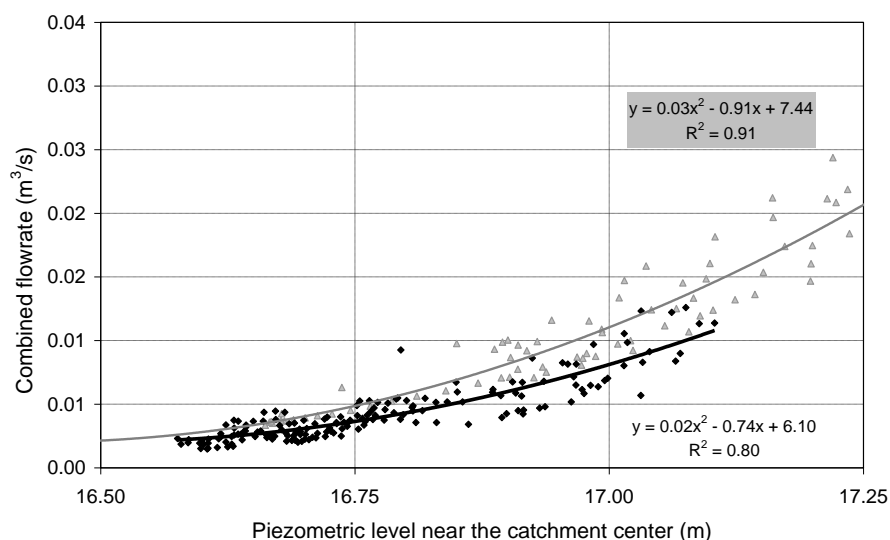


Figure 40: Relations entre le débit de base dans les deux réseaux d'eaux pluviales et usées et les niveaux piézométriques du bassin versant du Pin Sec hors temps de pluie entre septembre 2006 et septembre 2007 (Rodriguez et al., 2018). Les valeurs observées (points noirs) et les valeurs simulées avec le modèle URBS (points gris) sont affichées.

2.3.2.2.3. Régime microclimatique du site Pin Sec

Les données microclimatiques sont également présentées sur la période 2010-2012. Il existe deux emplacements de mesure différents, sur le site ainsi qu'aux alentours du Pin Sec. Une station météorologique, opérationnelle depuis février 2006, se trouve sur le toit d'un immeuble de quatre étages au sein du bassin versant. Elle est équipée afin de mesurer la vitesse et la direction du vent à 15 m au-dessus du sol, la température et l'humidité de l'air, la pression atmosphérique, ainsi que le rayonnement solaire et atmosphérique à un pas de temps de 1 minute.

La deuxième station a possédé un mât télescopique de 30 m et a été située à environ 600 m du site sur un terrain couvert de pelouse. Elle a été opérationnelle entre 2008 et 2013. Le mât a été équipé de capteurs météorologiques à plusieurs niveaux permettant d'obtenir des profils de vent, de température et d'humidité, ainsi que de mesurer la vitesse, la direction du vent et les flux turbulents. Les flux de vapeur d'eau et de CO₂ ont été mesurés à l'aide d'un anémomètre sonique et d'un analyseur de gaz à une hauteur de 26 m. Un deuxième anémomètre sonique et une girouette ont été installés à une hauteur inférieure, à 16 m au-dessus du sol. De plus, 5 capteurs le long du mât ont mesuré l'évolution verticale de la température et de l'humidité. Le taux d'acquisition de ces mesures a été de 10 valeurs par minute. Des procédures standards ont été appliquées aux données afin d'obtenir les valeurs de flux corrigées (Fuehrer et Friehe, 2002).

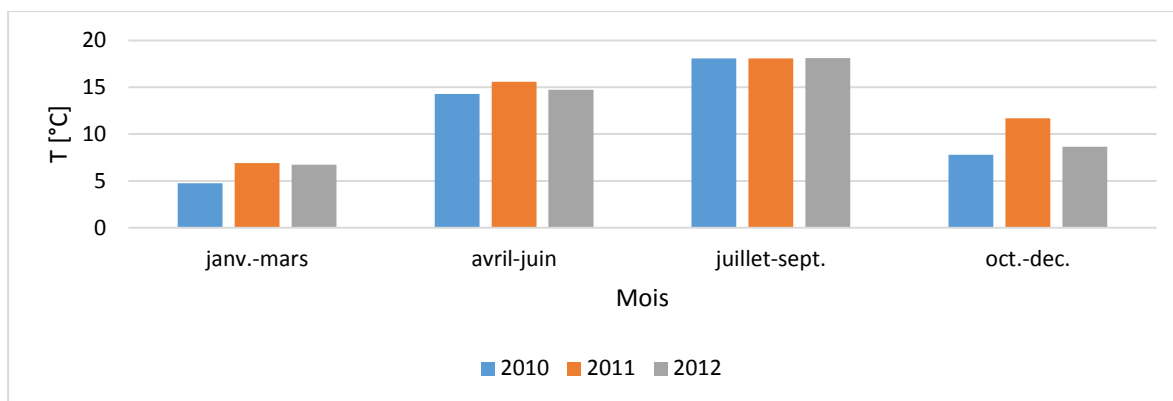


Figure 41 : Température moyennée par trimestre pour l'année 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert).

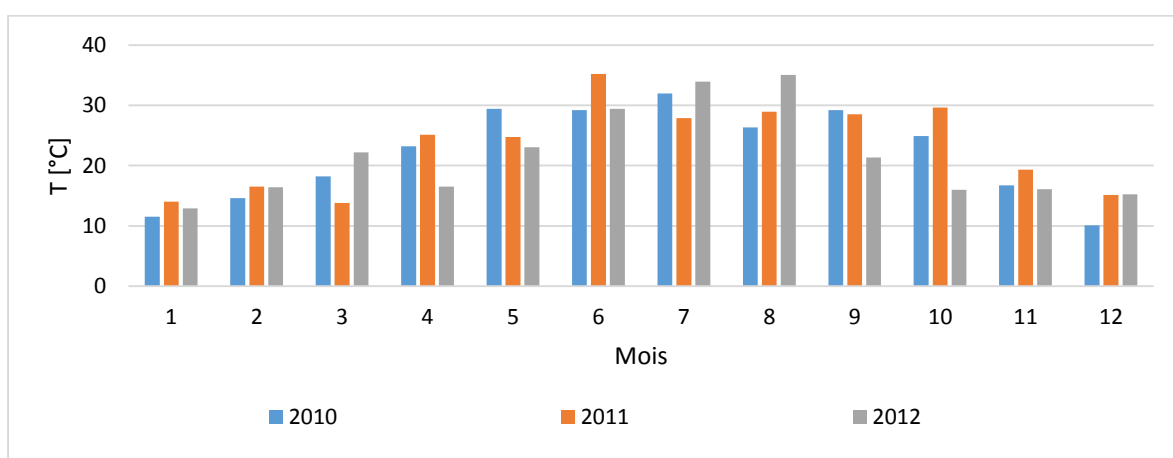


Figure 42: Moyenne mensuelle de la température [°C] pour l'année 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert).

Ainsi, nous disposons des données de la température de la deuxième station, à une altitude de 26m. Le pas de temps est de 30 min pour les années 2010, 2011 et 2012. La température la plus basse de $-8,7\text{ °C}$ a été enregistrée en février 2012 et la température la plus haute de $35,2\text{ °C}$ en juin 2011. En comparant la température moyennée par trimestre de chaque année, l'année 2010 semble être la plus froide et l'année 2011 la plus chaude, indépendamment de la saison (Figure 41). En se basant sur les moyennes mensuelles au cours de ces trois années, il est vrai que l'année 2010 a les températures les plus basses en saison hivernale. Cela n'est pas le cas pour la saison estivale (Figure 42).

Les directions dominantes de vent sont de nord, de sud-ouest et de ouest-sud-ouest pour toutes les classes de vitesse du vent confondues (Figure 43, Figure 44a). La classe de vitesse prédominante est de $2\text{ à } < 4\text{ m.s}^{-1}$ (Figure 43, Figure 44b). Dans cette classe le vent de NNW est le plus fréquent. Les vents dépassant une vitesse de 8 m.s^{-1} sont très rares avec une fréquence d'occurrence de moins de 1%.

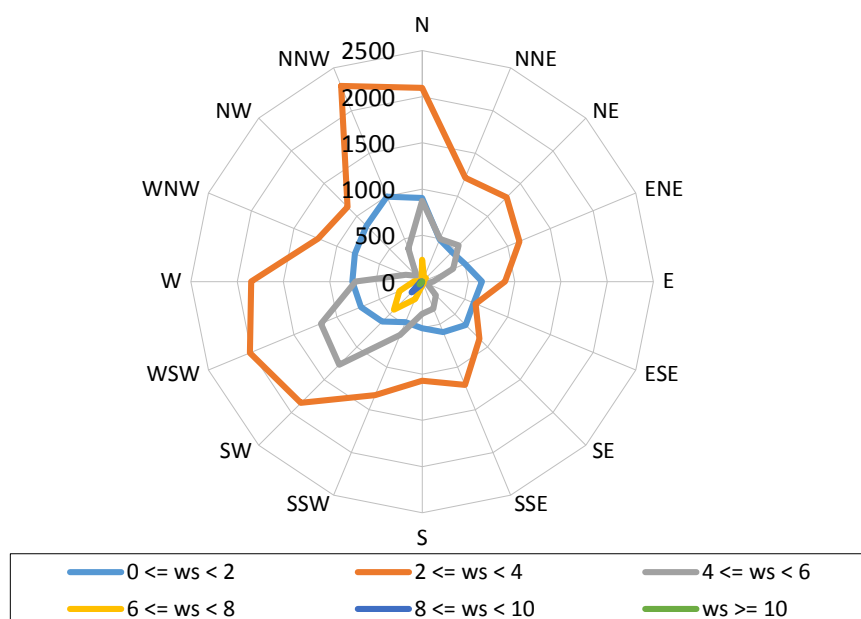


Figure 43 : Rose des vents pour la période entre 2010 et 2012. La direction du vent est présentée en fonction des classes de vent à un intervalle de 2 m.s^{-1} .

Les flux turbulents sont mesurés à une fréquence de 20 Hz. Ils sont évalués selon la méthode d'Eddy Corrélation (EC). Cette méthode est validée, généralement, sur des sites homogènes et dans des conditions stationnaires (Moncrieff et al., 2005), mais elle a également été appliquée à des sites urbains (Grimmond et Oke, 2002 ; Rotach et al., 2005). Malgré le fonctionnement du mât en continu, les mesures de flux de chaleur latente, et donc de l'évapotranspiration, ne sont pas disponibles tout le temps. Une des raisons est l'indisponibilité des données en période pluvieuse (Mestayer et al., 2011).

Pour notre travail, nous disposons des données de flux de chaleur à un pas de temps de 30 min pour la période entre janvier 2010 et décembre 2012. L'année 2010 est celle disposant de plus de données de flux de chaleur latente alors que l'année 2012 est celle qui en dispose le moins. Cela s'applique également aux flux de chaleur sensible mesurés en 2010 (Figure 45).

Les données de flux de chaleur ont été validées. Cependant, une première analyse de ces données démontre de fortes variations des flux de chaleur, notamment en période hivernale. De plus quelques mesures de flux de chaleur latente en période hivernale (Figure 46) dépassent les valeurs observées en période estivale (Figure 47). Cela s'explique par des erreurs instrumentales suite à un signal perturbé. Selon Aubinet et al. (2012), un contrôle de qualité sur les données doit être effectué, ce qui n'était pas le cas dans le travail de Mcharrat (2015).

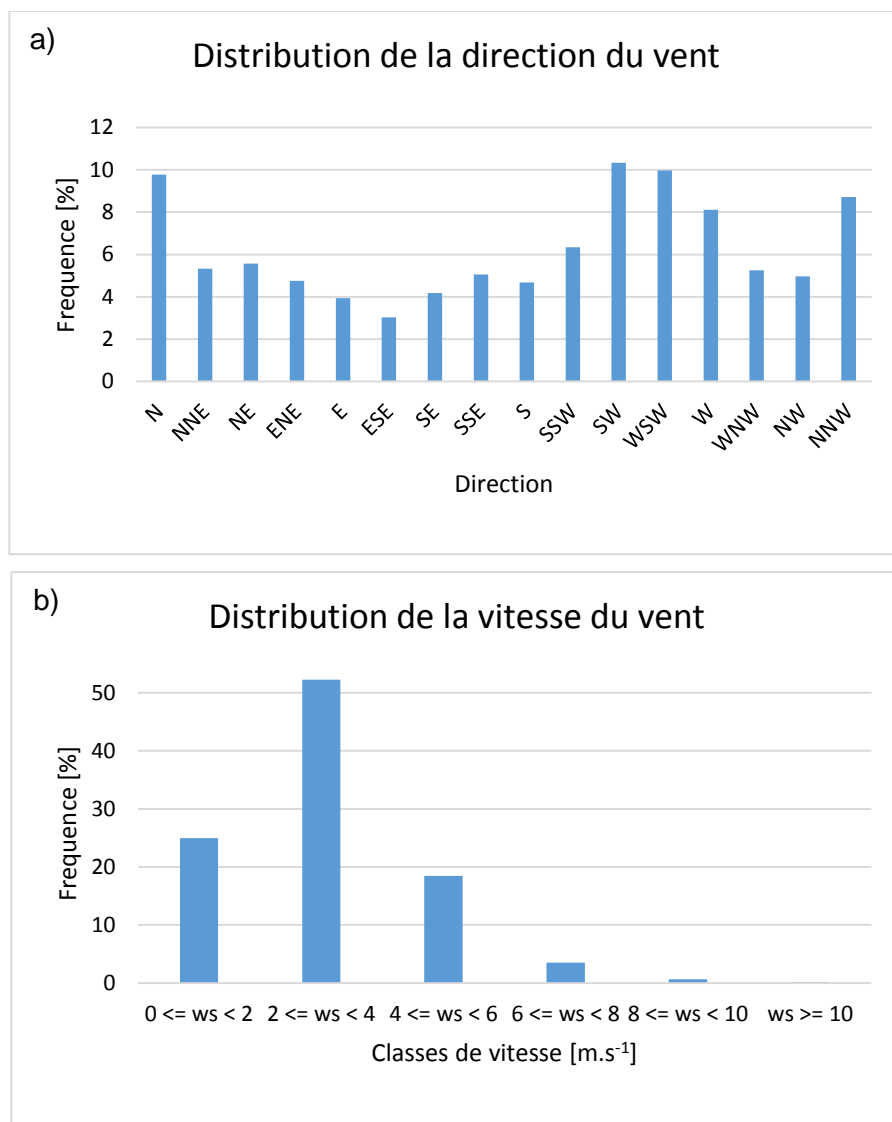


Figure 44 : a) Distribution de la direction du vent et b) Distribution de la vitesse du vent pour la période entre 2010 et 2012.

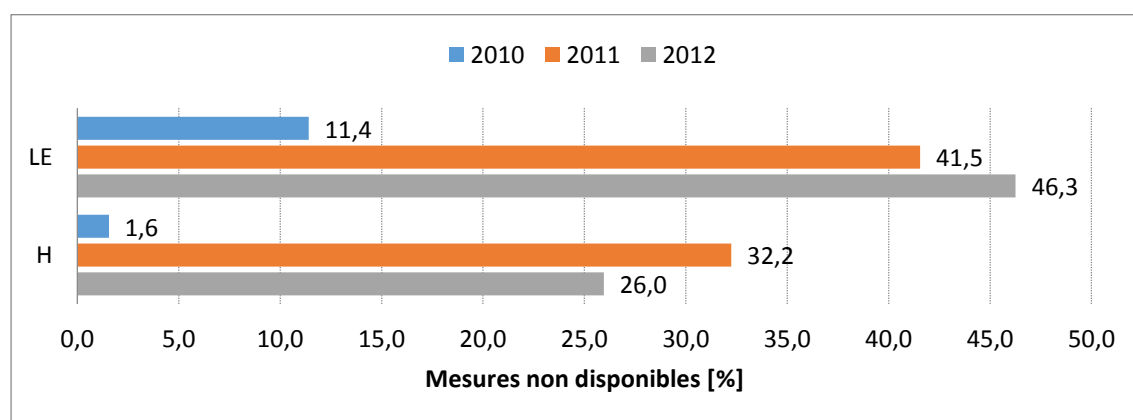


Figure 45 : Non-disponibilité des données de flux de chaleur latente (LE) et sensible (H) pour les années 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert).

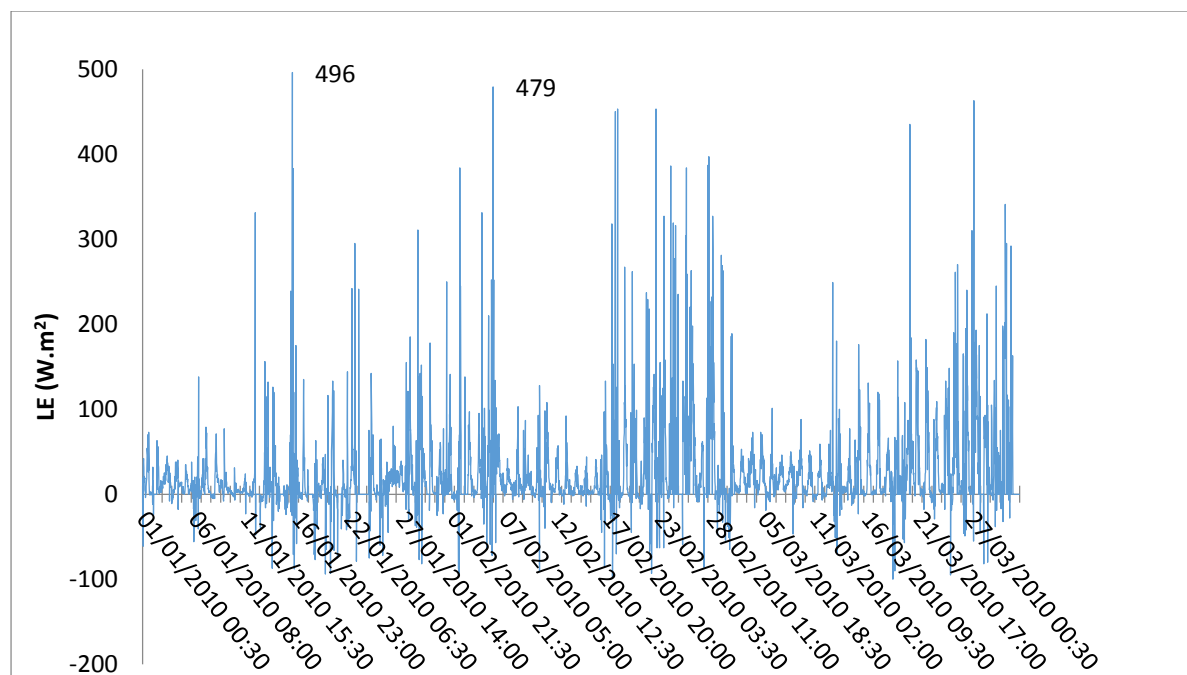


Figure 46 : Exemple d'une chronique des flux de chaleur latente observés (LE) en $[W.m^2]$ du premier trimestre 2010 entre janvier 2010 et mars 2010.

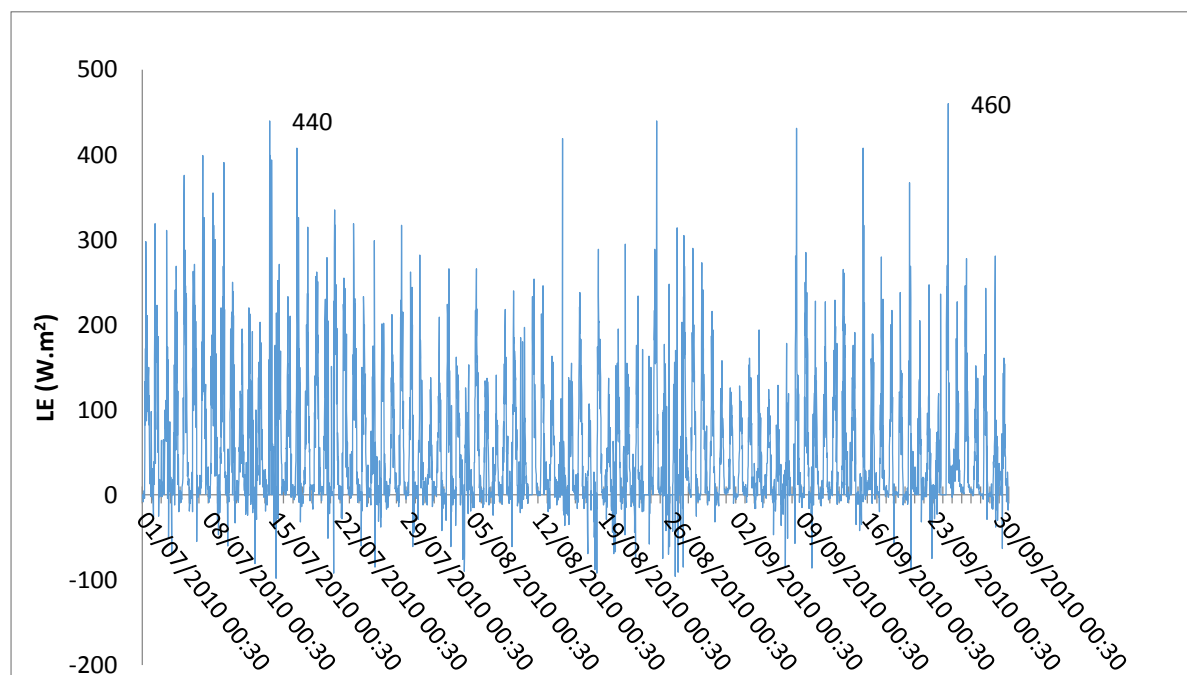


Figure 47 : Exemple d'une chronique des flux de chaleur latente observés (LE) en $[W.m^2]$ du troisième trimestre 2010 entre juillet 2010 et décembre 2010.

Les flux turbulents mesurés sont influencés par l'occupation du sol dans l'environnement proche du mât de mesure. Lorsque l'environnement est homogène, les flux sont identiques quelle que soit leur provenance, ce qui n'est plus vrai en cas d'hétérogénéité (Mestayer et

al., 2011). Ainsi, le degré d'hétérogénéité de la zone, spécialement en ville, joue un rôle majeur sur la représentativité et l'interprétation de ces flux. Dans ce cas, il est donc préconisé, de prendre en compte la zone source ou « footprint » assimilée à son flux mesuré, afin de tenir compte de l'influence de l'environnement sur la mesure. Ainsi, la zone source représente la surface au sol en amont de l'appareil de mesure par rapport à la direction du vent (*Schmid, 2002*) (Figure 48). La contribution de la surface directement au pied du mât est négligée. Cette zone source dépend de la hauteur de la mesure, de la rugosité surfacique, de la direction et de la vitesse du vent et de la stabilité atmosphérique (*Mestayer et al., 2011 ; Mcharrat, 2015*).

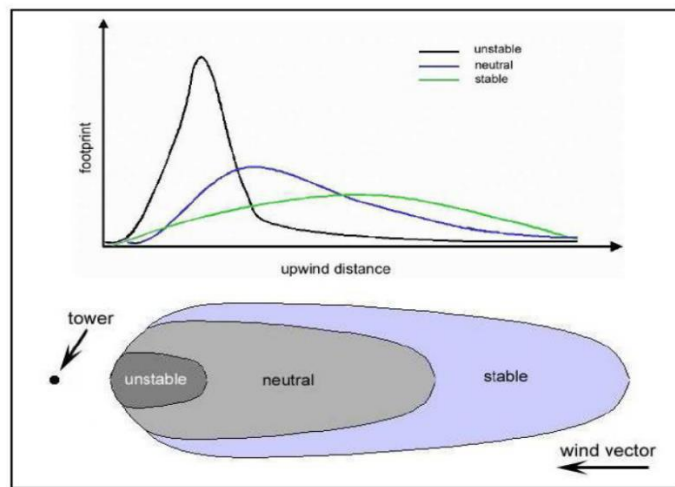


Figure 48 : Formes typiques des zones sources en fonction de la stabilité atmosphérique (*Schmid, 1994 ; Mcharrat, 2015*)

Différents modèles de footprint, soit de type analytique soit stochastique, sont appliqués régulièrement dans un contexte d'analyse de flux turbulents (*Schmid, 2002 ; Göckede et al., 2004 ; Heidbach et al., 2017*). Dans le cas du site du Pin Sec, *Mcharrat (2015)* s'est basé sur le modèle FSAM (Flux Source Area Model) de *Schmid (1994 et 1997)*. Dans cette approche, la représentation des footprint est gaussienne sur un plan latéral et approximativement elliptique sur un plan de sol (Figure 49). Les paramètres météorologiques nécessaires pour déterminer les footprint dépendent de la méthode d'Eddy Corrélation, et se basent en outre sur la hauteur de la mesure et sur la longueur de rugosité dynamique de la surface. FSAM peut être appliqué aux situations atmosphériques stables et instables pourvu que trois critères pour ces deux cas soient remplis. C'est-à-dire que les situations atmosphériques doivent être stables ou quasi-neutres (nocturnes) (*Mcharrat, 2015*).

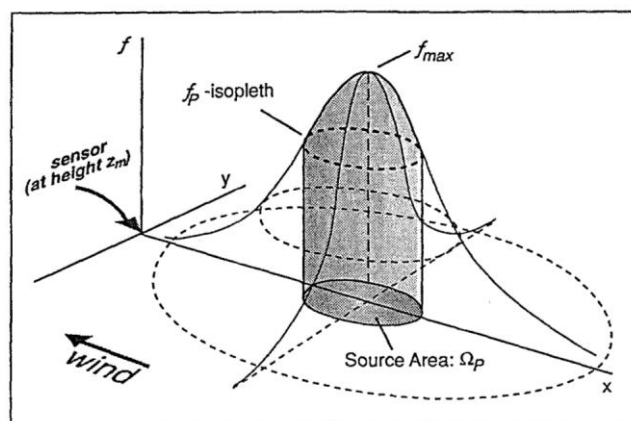


Figure 49 : Représentation de la zone de source et sa relation avec la fonction décrivant le poids de la source (Schmid, 1994)

Ainsi, Mcharrat (2015), a étudié en détail les données de flux turbulent du Pin Sec disponibles pour les années consécutives 2010-2011-2012 à un pas de temps de 30 min. C'est en 2010 que les conditions d'application de la méthode FSAM sont les plus favorables, même si cela ne représente que 25% des situations stables étudiées (Tableau 2).

Tableau 2 : Données retenues des flux turbulents selon les contraintes de la stabilité atmosphérique pour l'application du modèle FSAM d'après Mcharrat (2015).

Année	2010	2011	2012
Données totales traitées par FSAM (%)	67,8	43,6	41,2
Situations stables traitées par FSAM (%)	25,4	23,1	22,9
Situations instables traitées par FSAM (%)	74,6	76,9	77,1
Total des données traitées par FSAM (%)	50,85		

2.3.2.3. Données spatiales

Les données spatiales concernant les limites existantes du bassin, de l'occupation du sol ou bien du réseau d'assainissement proviennent de quatre sources différentes (Furusho, 2012 ; Long et al., 2015 ; Rodriguez et al., 2008 ; Base de données de Nantes Métropole). Il est à noter que la projection des données d'entrée est en Lambert 93 EPSG 2154.

2.3.2.3.1. Limites existantes du bassin

Nous avons à notre disposition deux délimitations légèrement différentes existantes du bassin versant. La première (chapitre 2) est utilisée dans de nombreuses publications (Le Delliou et al., 2010 ; Ruban et al., 2010 ; Jankowsky, 2012 ; Seveno et al., 2014). La deuxième délimitation provient de l'application du modèle hydrologique distribué URBS

(Rodriguez, 1999 ; Morena, 2004 ; Rodriguez et al., 2010) sur le bassin. Celle-ci est basée sur une méthode automatisée de prétraitement des données urbaines (Belhadj, 1994) destinée à établir les surfaces qui contribuent au bassin versant (Eléments Hydrologiques Urbains). Cette méthode prend en compte le réseau hydrographique urbain regroupant les réseaux d'assainissement et la voirie ainsi que les parcelles cadastrales, qui sont drainées par ce réseau.

2.3.2.3.2. Occupation du sol

Les données d'occupation du sol proviennent de la base de données de FluxSAP de Furusho (2012). Elles contiennent des informations relatives aux bâtiments, à la voirie et aux surfaces naturelles. La couche de « voirie » a été traitée de manière à éliminer les recouvrements potentiels des bâtiments. Les surfaces naturelles ont été déterminées en superposant trois types d'informations différentes : i) la première couche représente des zones arborées, recouvrant d'autres couches. ii) la deuxième, provenant du Service des Espaces Verts (SEVE), constitue un cadastre d'arbres. iii) et la troisième a été élaborée dans le but de compléter les données manquantes en se basant sur l'image Quickbird¹¹. Cette dernière a été également traitée pour enlever les recouvrements d'autres types d'occupation du sol. De plus, une base de données de la végétation a été développée dans le cadre du projet VegDUD (Musy et al., 2014), ayant pour but d'analyser l'évolution des structures urbaines (Rousseaux et al., 2011; Long et al., 2014) et d'établir des scénarios d'aménagement urbain basés sur la végétation (Musy et al., 2014).

2.3.2.3.3. Parcelles et réseau d'assainissement

Les éléments géographiques sur le bassin versant du Pin Sec comprennent les informations relatives aux réseaux d'assainissement, tel que le réseau séparatif (EP et EU), unitaire et ses regards. Ces données, avec celles des parcelles cadastrales, proviennent de la base de données de Nantes Métropole.

2.3.3. Le site de la station météorologique de Météo-France

La station météorologique de Météo-France est située à une altitude de 26 m à l'aéroport Nantes-Atlantique sur la commune de Bouguenais au sud-ouest de Nantes (Figure 50).

¹¹ « Quickbird est un satellite d'observation de la Terre haute résolution commercial, lancé en 2001 par un lanceur Delta II à partir de la base de Vandenberg en Californie. » (<https://fr.wikipedia.org/wiki/QuickBird>, consulté en juillet 2018).

Elle est opérationnelle depuis le 1^{er} mai 1945 et représente la station de référence (type 0) du département Loire-Atlantique. C'est une station synoptique et automatique qui permet une diffusion des données en temps réel.

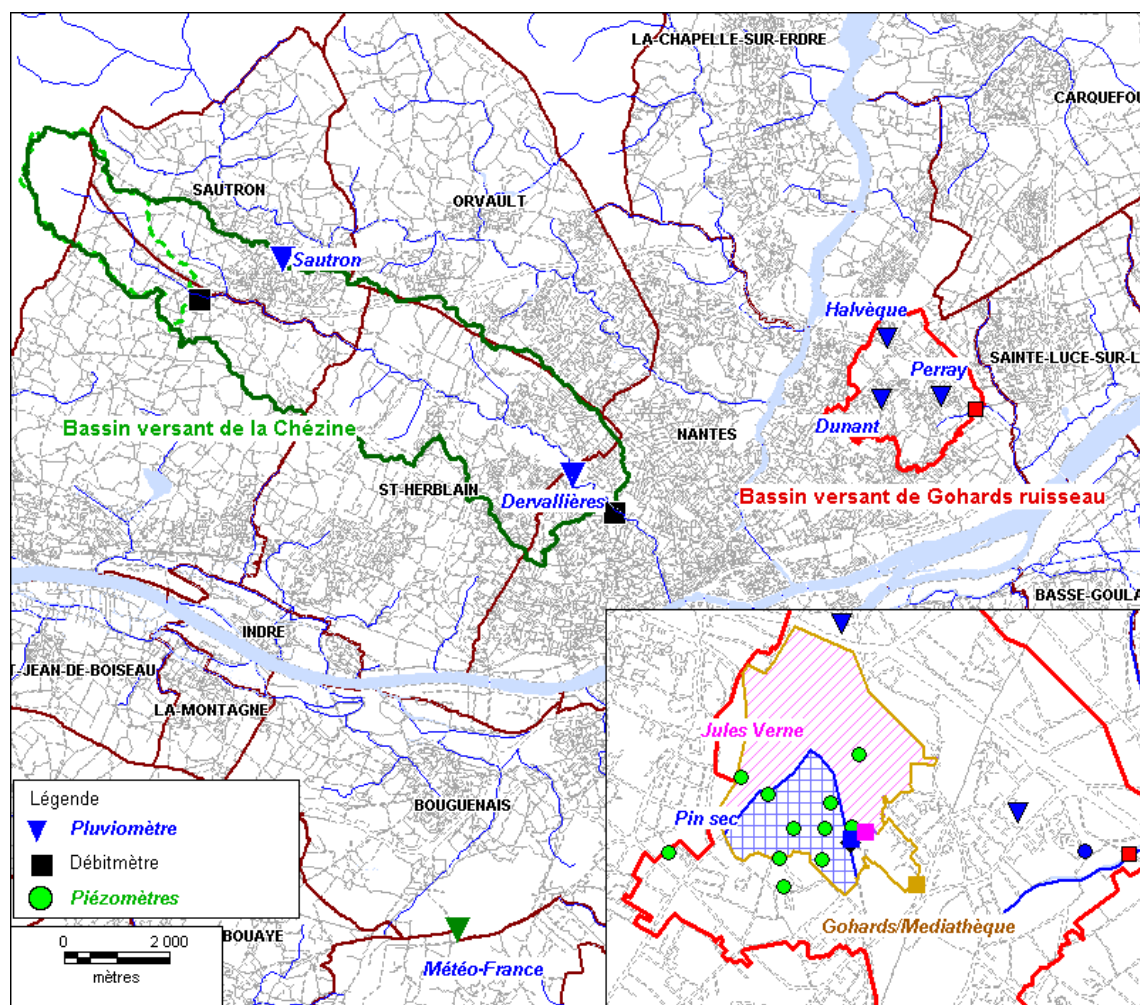


Figure 50: Localisation de la station météorologique de Météo-France à l'aéroport Nantes-Atlantique (triangle vert) et des bassins versants de l'ONEVU (en vert le BV de la Chézine, en rouge le BV de Gohards ruisseau) ; en bas à droite : zoom sur le BV de Gohards ruisseau avec à l'intérieure le BV de Gohards/Médiathèque (jaune), le BV de Jule Verne (rose) et le BV de Pin Sec (bleu). (Journal annuel de l'ONEVU, 2016)

Elle fournit les précipitations, la température, l'humidité spécifique de l'air et la pression atmosphérique à 2 m, la vitesse et la direction du vent à 10 m, le rayonnement global et la couverture nuageuse. Les données sont mises à disposition dans une base de données accessible en ligne via l'espace de commande de données « Publitheque » de Météo-France (<https://publitheque.meteo.fr>, consulté en mars 2018).

Ces données observées peuvent être utilisées en tant que données de forçage pour les modèles hydrologiques et microclimatiques. Dans ce cas-là, le rayonnement global, la

température, l'humidité et la nébulosité servent à déterminer le rayonnement diffus et direct à courte longueur d'onde et le rayonnement à grande longueur d'onde. Ces trois grandeurs dépendent alors de la disponibilité de ces différentes mesures. C'est la raison pour laquelle nous avons fait un inventaire des données horaires disponibles à la station météorologique à Bouguenais sur la période 2008-2017. Ainsi, cette période correspond à la période d'analyse dans le cas des données hydro-climatiques du bassin versant du Pin Sec.

Tableau 3 : Données manquantes en % par an pour le rayonnement direct (SW_DIR) et diffus (SW_DIF) et pour le rayonnement à grande longueur d'onde (LW) sur la période entre 2008 et 2017.

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
SW_DIR	4,9	0,5	1,2	0,2		0,2			23,4	42,8
SW_DIF	4,9	0,5	1,2	0,2		0,2			23,4	42,8
LW	1,5	0,5	1,2	0,2		0,2			23,4	42,8

Comme l'indiquent les Figure 51 et Figure 52, les données manquantes sont majoritairement le rayonnement global en 2008 et la nébulosité pour toute la période de 10 ans. En particulier, la deuxième moitié de 2016 et toute l'année 2017 sont touchées. En cas de données manquantes sur un ou deux pas de temps d'une heure, il est possible d'interpoler la donnée sans trop fausser l'information. Cependant, il n'est pas possible de remédier au manque de données sur plusieurs pas de temps consécutifs, voir des journées entières. Ainsi ces périodes doivent être exclues de l'analyse ou bien remplacées si d'autres sources de données sont disponibles. Dans notre cas, les rayonnements à courte et à grande longueur d'onde étant peu disponibles pour les années 2008, 2016 et 2017 (Tableau 3), nous proposons de prendre en compte une période plus courte entre novembre 2008 et juin 2016.

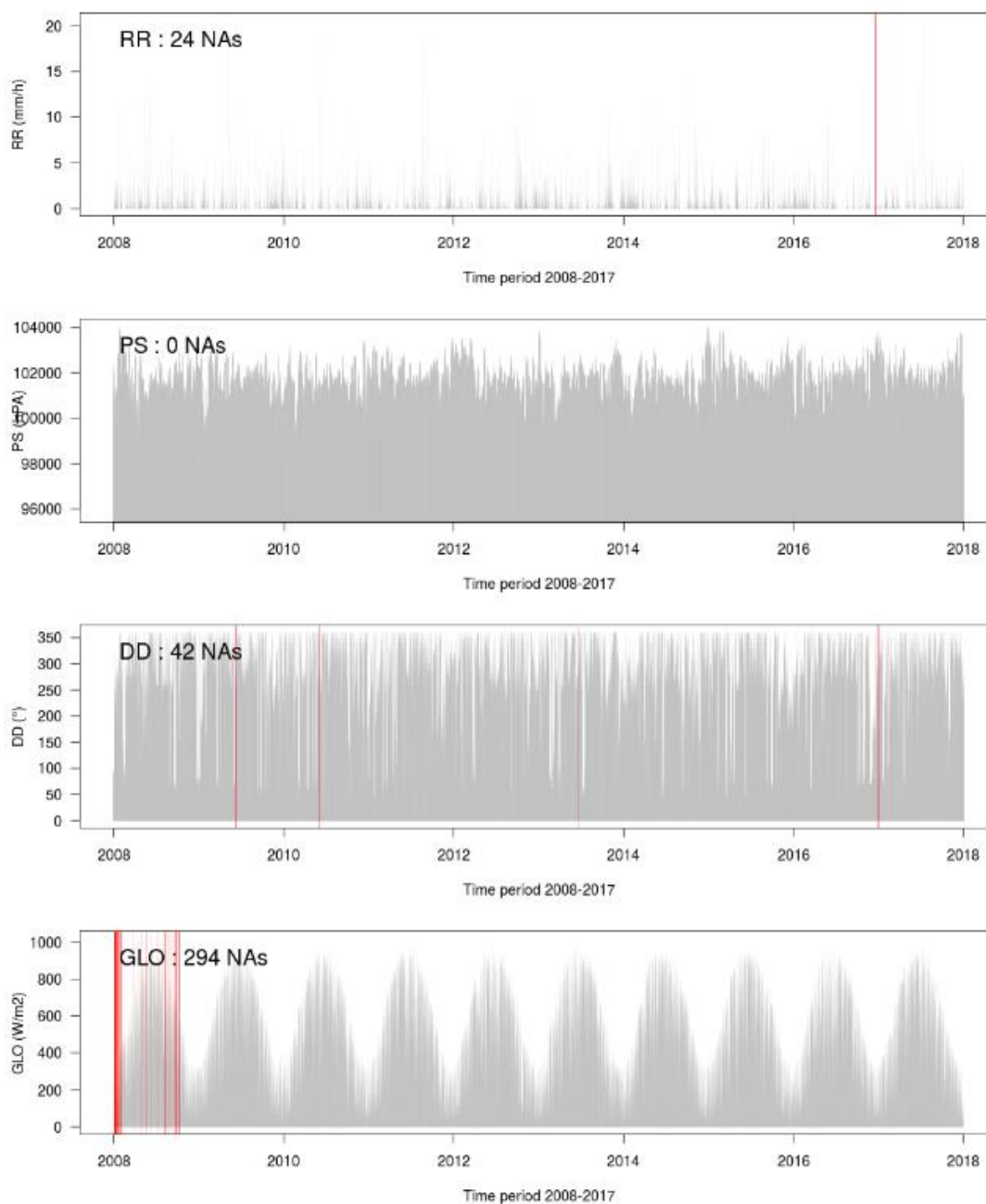


Figure 51 : Données à pas de temps horaire manquantes (rouge) à la station météorologique de Météo-France à Bouguenais sur la période 2008-2017. RR pour la précipitation, PS pour la pression, DD pour la direction du vent, GLO pour le rayonnement global.

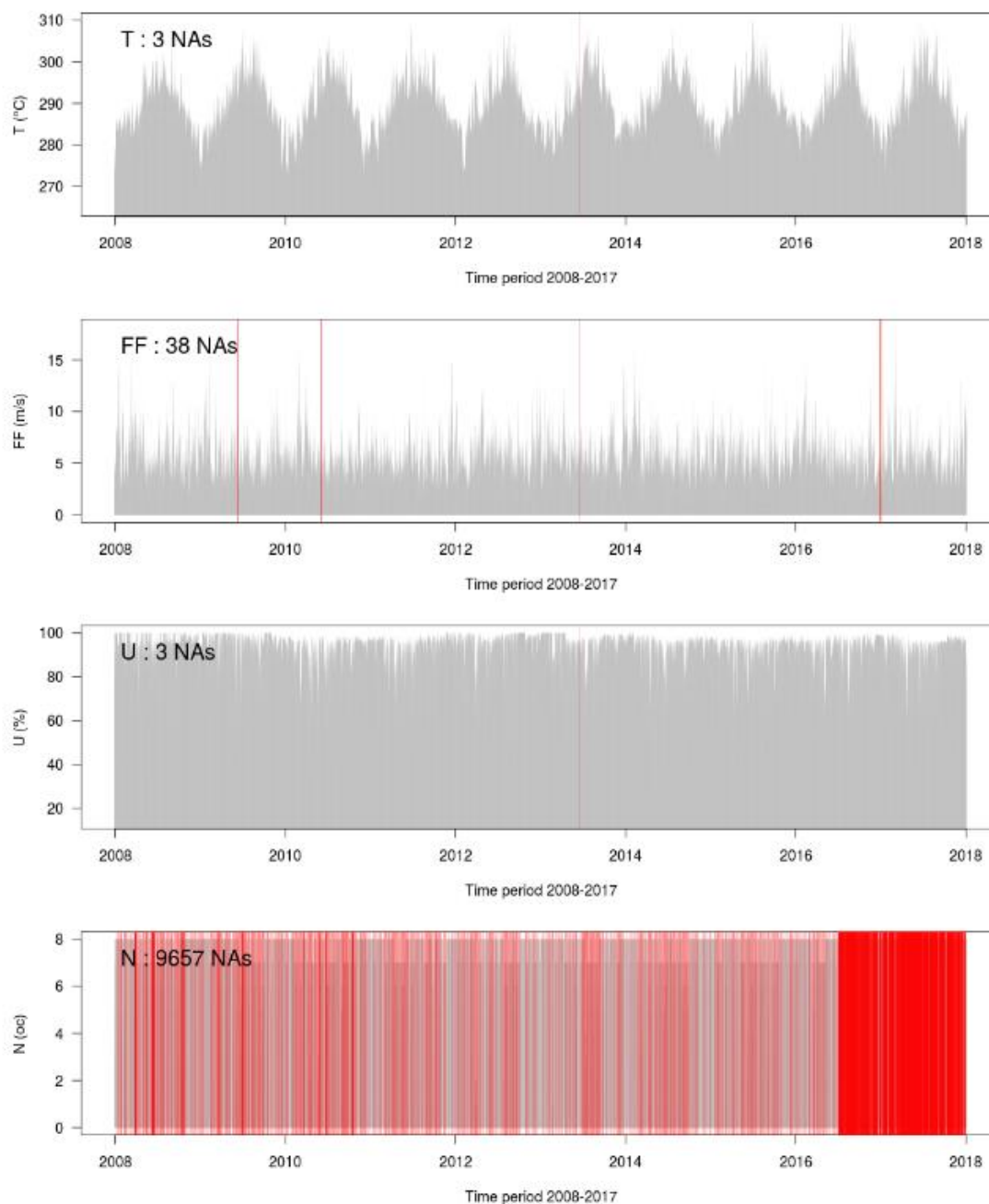


Figure 52 : Données à pas de temps horaire manquantes (rouge) à la station météorologique de Météo-France à Bouguenais sur la période 2008-2017. T pour la température, FF pour la vitesse du vent, U pour l'humidité, N pour la nébulosité.

2.3.4. Analyse de la distribution spatiale des données hydro-climatiques sur Nantes

Comme souligné au Chapitre 1, il existe une certaine variabilité spatio-temporelle du champ de pluie, qui doit être considérée dans la modélisation hydrologique à petite échelle. De plus, les conditions climatiques en ville peuvent différer de celles de

l'environnement en périphérie. Cependant, certaines données sont uniquement disponibles aux stations éloignées du site d'intérêt. Il est donc primordial d'analyser la variabilité des données météorologiques d'un site de mesure à l'autre. Dans le but d'analyser les caractéristiques climatiques du milieu urbain dans un contexte îlots de chaleur urbain, *Brochet (2017)* a comparé les données observées de la température et de la pluviométrie en ville à celles de la station météorologique située en périphérie entre 2006 et 2016.

2.3.4.1. Comparaison spatiale des données pluviométriques

Brochet (2017) s'est basée sur les données pluviométriques enregistrées de la station météorologique et sur celles des pluviomètres situés sur Nantes à Dunant, Perray, Halvèque (bassin versant du Pin Sec) et à Sautron (bassin versant de la Chezine) (Figure 50). Le cumul moyen de trois pluviomètres sur le Pin Sec a également été considéré afin d'établir une chronique complète sur les 10 ans. En fonction d'un certain seuil des données manquantes (à partir de 5% de données manquantes sur l'année), certaines chroniques ont été rejetées pour l'analyse (Figure 53).

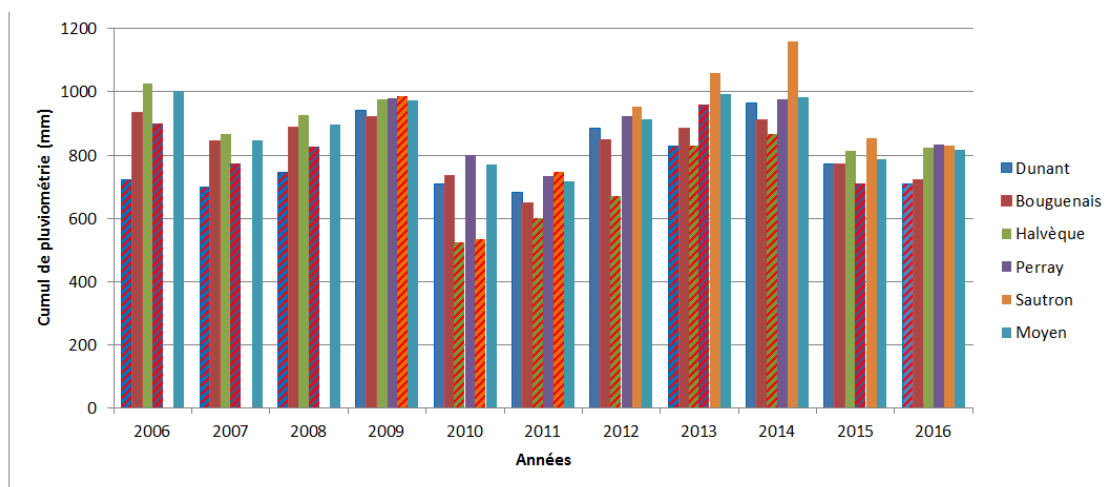


Figure 53: Cumul pluviométrique annuel à la station météorologique à Bouguenais et aux pluviomètres de Dunant, Perray, Halvèque et Sautron situés en ville entre 2006 et 2016 d'après *Brochet (2017)*. Les colonnes hachurées représentent des chroniques rejetées de l'analyse à cause d'un manque de données trop important.

Nous nous intéressons aux données pluviométriques enregistrées à la station météorologique et au Pin Sec, en particulier à la moyenne des trois pluviomètres du Pin Sec entre 2008 et 2016. Nous pouvons généralement observer un cumul de pluie annuel plus important sur le bassin versant du Pin Sec qu'à la station météorologique en périphérie de Nantes (Figure 54).

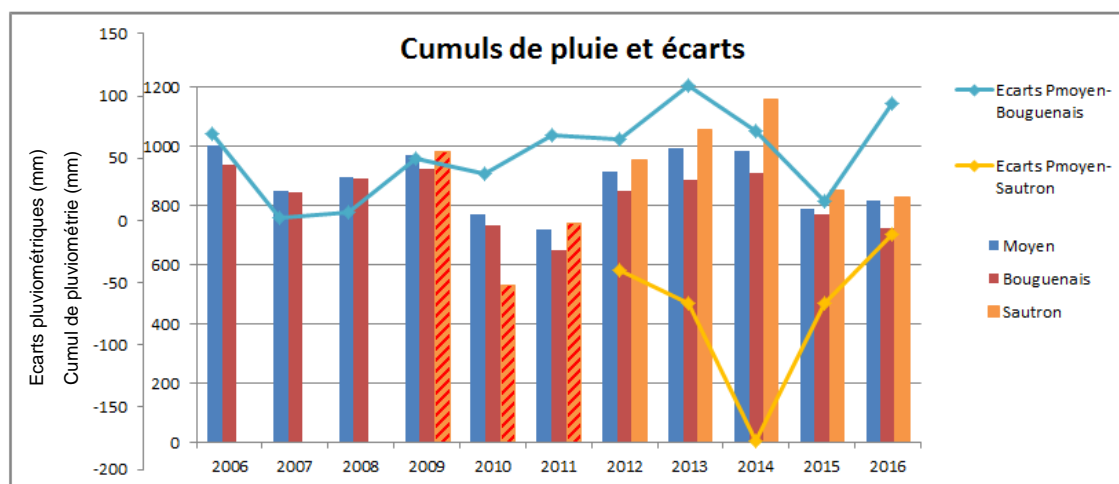


Figure 54: Cumul pluviométrique annuel et écarts entre la station météorologique à Bouguenais et la moyenne aux pluviomètres de Dunant, Perray, Halvègue situés en ville entre 2006 et 2016 d'après Brochet (2017). Les colonnes hachurées représentent des chroniques rejetées de l'analyse à cause d'un manque de données trop important.

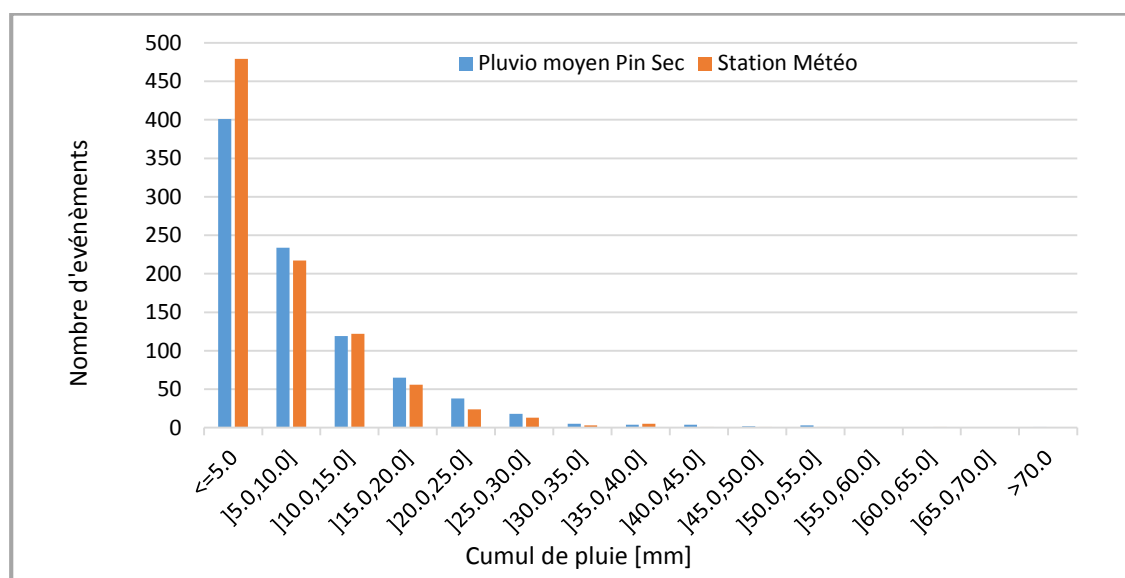


Figure 55: Distribution évènementielle à la station météorologique à Bouguenais (en rouge) et au moyen de trois pluviomètres situés au Pin Sec (en bleu) entre 2008 et 2016. Classement en fonction du cumul pluviométrique (tous les 5 mm). Il est à noter qu'un évènement pluviométrique est pris en compte à partir d'un cumul supérieur à 2 mm.

Une confrontation de la distribution évènementielle sur la période 2008-2017 entre les deux sites conforte l'observation de Brochet (2017) (Figure 55). Cela est notamment vrai pour les évènements dépassant un cumul pluviométrique de 5 mm. Au-dessus de cette valeur seuil, la distribution évènementielle au Pin Sec est la plupart du temps supérieure à celle de la station météorologique. Le cumul évènementiel maximal enregistré est de 70,2 mm sur le Pin Sec, contre 60,3 mm à la station météorologique.

2.4. Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons présenté la zone d'étude dans sa globalité. L'accent a été mis sur les sites expérimentaux, plus précisément sur les bassins versants urbains de Rezé et du Pin Sec. Leurs caractéristiques physiographiques sont ainsi présentées en se basant sur des études antérieures.

La deuxième partie concerne les données hydro-climatiques observées (la pluie, le niveau de la nappe, la température, l'humidité, le rayonnement solaire et les flux turbulents de chaleurs) sur ces deux sites et à la station météorologique à Bouguenais. Ces données sont issues de la base de données de REZE et de BRIGADoON. Elles sont présentées en fonction de leurs disponibilités et de la période de simulation propre à chaque bassin versant. Finalement, les variations spatiales entre les mesures pluviométriques sur le bassin versant du Pin Sec dans la ville de Nantes et à la station météorologique en périphérie sont discutées.

En conclusion, cette présentation des sites urbains permettra par la suite de déterminer les paramètres physiques pour le modèle TEB-Hydro. Les observations servent en tant qu'initialisation et forçage pour l'application du modèle aux différents bassins versants et en tant qu'évaluation pour analyser ses performances hydrologique et énergétique en confrontant les simulations aux observations.

Chapitre 3. TEB-Hydro – nouveaux développements

3.1. Introduction

Les premières études d'évaluation de TEB-Hydro sur des bassins versants urbains de différentes tailles (*Chancibault et al., 2014 ; Allard, 2015 ; Chancibault et al., 2015*) portent sur la représentation des processus hydrologiques du sous-sol urbain. Deux défauts sont mis en évidence : i) l'évolution du profil d'humidité du sol a une amplitude peu marquée, limitant le drainage de l'eau du sol par le réseau ; ii) l'alimentation du débit de base par le drainage profond de l'eau du sol est mal reproduite. De plus des études antérieures soulignent que le schéma de surface ISBA a tendance à surestimer l'évapotranspiration sur une échelle annuelle (*Furusho et al., 2013*).

Un des objectifs de la thèse est donc d'apporter des améliorations à la composante hydrologique du modèle, et de rendre le modèle plus stable sur le plan numérique. En apportant des modifications à la composante hydrologique du modèle, il est ensuite primordial d'évaluer les impacts des différents paramètres sur les processus hydrologiques dont la description a été modifiée. L'optique d'un futur usage de cette version du modèle implique également la mise en avant des paramètres clés, qui doivent être ajustés (calés).

Le paragraphe suivant s'appuie sur la description globale de la composante hydrologique du modèle TEB-Hydro présentée au chapitre 1.6.1.2.8. Il présente les modifications apportées à la composante hydrologique lors de ce travail. Le modèle est appliqué sur le site de Rezé, présenté au Chapitre 2, dans le cadre d'une analyse de sensibilité. Il est par

la suite calé sur ce bassin, afin d'évaluer les modifications apportées et de discuter de sa performance par rapport à la version antérieure du modèle.

3.2. Les développements récents dans le cadre de ce travail

Les modifications de la composante hydrologique du modèle sont intégrées dans la version SURFEX v7.3 (Masson et al., 2013). Elles concernent principalement i) l'échange horizontal des teneurs en eau intra-maille (T_h), ii) le drainage de l'eau du sol par les réseaux d'assainissement (I_{sew}), iii) le drainage profond utilisé pour l'alimentation du débit de base des réseaux naturels (D_*) et iv) la zone racinaire présente sur la colonne du sol (Figure 56). De plus, ce travail permet d'éliminer des incohérences et des dysfonctionnements dans le code et de le rendre plus robuste d'un point de vue numérique.

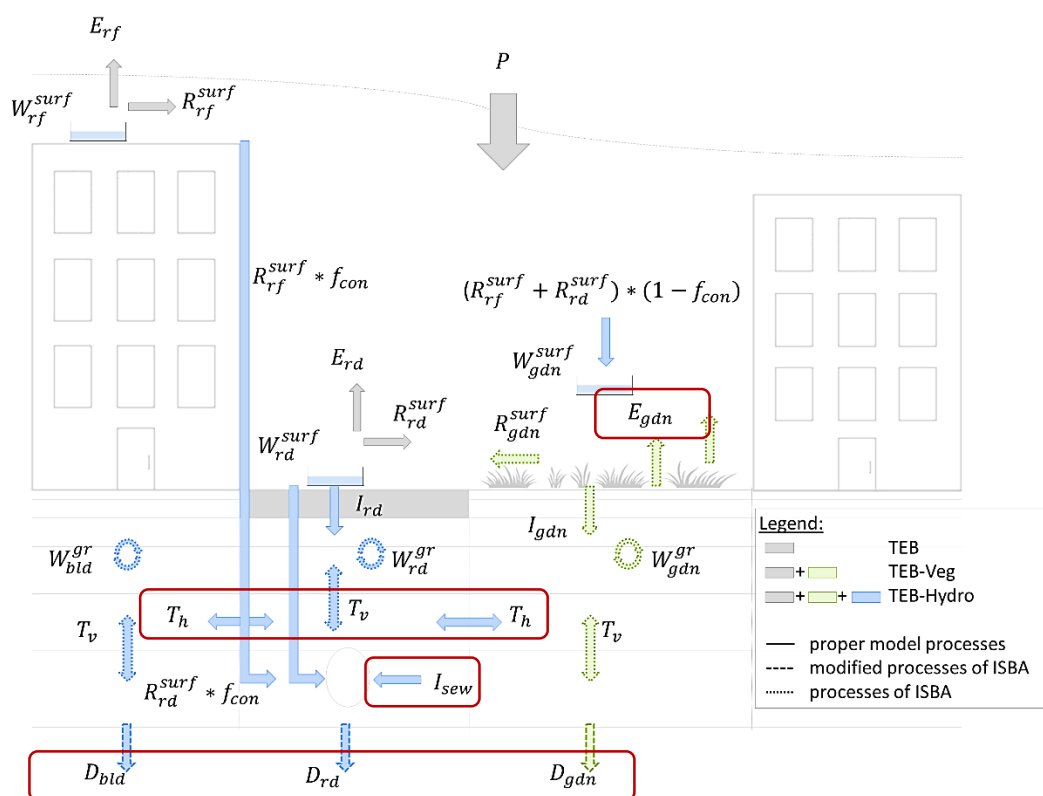


Figure 56: Schéma des processus hydrologiques du modèle TEB-Hydro d'après Stavropoulos-Laffaille et al. (2018) en carré rouge les processus modifiés lors de ce travail de thèse. P pour la précipitation ; E pour l'évapotranspiration ; R pour le ruissellement ; f pour la fraction ; I pour l'infiltration ; W pour la teneur en eau ; T pour le transfert horizontal et vertical et D pour le drainage profond ; les indices « rf, rd, gdn, bld, sew et con » sont respectivement pour « roof, road, garden, building, sewer et connection » et les exposants « surf et gr » sont respectivement pour « surface et ground ».

3.2.1. Echange horizontal (T_h) des teneurs en eau intra-maille

Le sous-sol urbain est fortement hétérogène et les cheminements de l'eau sont complexes (Schirmer et al., 2013). La représentation numérique du sous-sol du modèle se fait par compartiment associé à l'occupation du sol (« bâtiment », « voirie » et « jardin »). Le transfert vertical de l'eau est calculé indépendamment pour chacun de ces compartiments, en fonction de leurs flux entrants. Si on considère le sol comme un continuum interconnecté, il faut donc tenir compte des effets d'un compartiment sur un autre. Dans le cas du transfert horizontal de l'eau, il s'agit ainsi d'améliorer les transferts d'eaux qui se font latéralement entre chaque couche du sol associée aux différents types d'occupation : voirie, bâtiment et jardin.

L'ancienne formulation, présentée au chapitre 1.6.1.2.8, est basée sur la méthode de la moyenne des teneurs en eau. Or, les échanges d'eau intra-maille étaient trop importants notamment du fait d'une approche linéaire de l'équilibre du profil d'humidité entre les compartiments « bâti, voirie et jardin » sans limite minimale de la teneur en eau. Cela a eu pour effet d'introduire des valeurs négatives de teneur en eau pour des sols de type sableux et drainants.

Pour cet échange latéral, il convient de prendre en compte les points suivants :

- La ville n'est pas représentée de façon réaliste. La répartition spatiale des différents compartiments « bâti », « voirie » et « jardin » d'une seule maille est conceptuelle, et est exprimée en fraction par type d'occupation du sol.
- Les échanges latéraux se font dans les premières couches du sol, où se situe la structure de la voirie, uniquement entre les compartiments « jardin » et « bâti ». En-dessous de ces couches structurelles, les trois compartiments sont pris en compte.
- Les échanges d'eau du sol entre les différents compartiments interviennent après avoir calculé de façon indépendante le transfert hydrique vertical de couche en couche dans chaque compartiment au sein d'une maille.
- Le paramètre important pour les échanges latéraux est la conductivité hydraulique.
- Les échanges verticaux et horizontaux de l'eau du sol conditionnent les flux d'évapotranspiration émis par les différents types d'occupations du sol, et donc le bilan énergétique.

La nouvelle approche du transfert hydrique latéral intra-maille se base ainsi sur le principe d'une décroissance exponentielle de la teneur en eau du sol ($W_*^{gr}(t)$) selon une variable de décroissance (λ), tendant vers une valeur minimale définie auparavant dans le modèle, qui correspond à la teneur en eau au point de flétrissement ($W_*^{gr,wilt}$).

$$\frac{\partial W_*^{gr}(t)}{\partial t} = -\lambda \times W_*^{gr}(t) + W_*^{gr,wilt} \quad \text{Équation 3.1}$$

Tout d'abord, le choix s'est fait sur la méthode « Force Restore » ou rappel à la moyenne de la teneur en eau qui prend en compte les paramètres disponibles dans la version 3L d'ISBA (Boone et al., 1999). L'évolution de la teneur en eau dans chaque couche du sol après chaque pas de temps et dans chacune des mailles s'exprime ainsi :

$$W_*^{gr,t} = \overline{W^{gr}} + (W_*^{gr} - \overline{W^{gr}}) * \exp(-\lambda \times dt) \quad \text{avec: } \lambda = \frac{\overline{C2}}{\tau} \quad \text{Équation 3.2}$$

avec $W_*^{gr,t}$ et W_*^{gr} respectivement la teneur en eau, pour chaque compartiment, après et avant équilibrage horizontal ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$), $\overline{W^{gr}}$ la teneur en eau moyennée sur les compartiments avant équilibrage ($\text{m}^3.\text{m}^{-3}$), $\overline{C2}$ la vitesse moyennée et pondérée sur les compartiments (-), τ la constante de temps de 1 jour (sec) et dt comme pas de temps numérique du modèle.

La variable $\overline{C2}$ dépend fortement de la texture et de l'état hydrique du sol. Cette variable a été adaptée par Noilhan et Platon (1989) pour différentes textures de sol via la modélisation. Elle est présentée comme une vitesse (sans dimension) avec laquelle le profil d'humidité rétablit son état d'équilibre. Cependant, cette approche a été appliquée dans un contexte de drainage et de diffusion verticale de l'eau du sol (Deardoff, 1977 ; Noilhan et Platon, 1989 ; Boone et al., 2000). Cela peut alors entraîner des interrogations sur son application à des processus hydriques horizontaux.

Le transfert latéral de l'eau peut également être décrit par la loi de Darcy, qui se base sur le terme du gradient hydraulique noté $\frac{\Delta h}{\Delta l}$ comme le ratio entre la différence des deux hauteurs d'eau et de leur distance. Cependant, il n'était pas souhaitable d'intégrer une notion d'espace dans un modèle, où aucun paramètre ou aucune variable ne dépendent d'une distance.

De ce fait, le choix a porté sur le remplacement de la vitesse moyenne $\overline{C2}$ par le rapport entre la conductivité hydraulique à saturation moyennée sur les trois compartiments et de la conductivité hydraulique présente dans chaque couche et compartiment, écrit $\frac{\overline{K_{sat}}}{K_i}$. Cette

formulation a l'avantage d'être indépendante de la taille des mailles (notion spatiale) et permet d'ajuster le transfert latéral en fonction de l'état hydrique réel du sol et de sa texture, avec un effet maximal sous saturation. Cette formulation est appliquée à condition que la texture du sol soit identique dans chaque compartiment et chaque maille, et que chaque maille du modèle soit indépendante. Le transfert hydrique latéral intra-maille se décrit ainsi :

$$W_*^{gr,'} = \overline{Wgr} + (W_*^{gr} - \overline{Wgr}) \times \exp\left(-\left(\frac{1}{\tau} \times \frac{K_{sat}}{K_i}\right) \times dt\right) \quad \text{Équation 3.3}$$

$$\text{avec: } \overline{Wgr} = \frac{\sum W_*^{gr} \times f_*}{\sum f_*} \text{ et: } \lambda = \frac{1}{\tau} \times \frac{K_{sat}}{K_i} \quad \text{Équation 3.4}$$

avec $W_*^{gr,'}$ et W_*^{gr} respectivement la teneur en eau, dans chaque compartiment, après et avant le transfert horizontal ($m^3.m^{-3}$), \overline{Wgr} la teneur en eau moyennée sur les compartiments avant le transfert latéral ($m^3.m^{-3}$), τ la constante de temps (s), dt comme pas de temps numérique du modèle et f_* la fraction de chaque compartiment (-).

3.2.2. Drainage de l'eau du sol par les réseaux d'assainissement (I_{sew})

Différentes expériences et observations (Belhadj et al., 1995 ; Dupasquier, 1999 ; Lerner, 2002 ; Berthier et al., 2004 ; Le Delliou et al., 2009) montrent que le drainage des eaux souterraines se produit lorsque les réseaux artificiels et leurs tranchées, sont situés dans un sol saturé. Le Delliou et al. (2009) ont même proposé sur le bassin versant du Pin Sec une relation entre les niveaux piézométriques et le débit du réseau d'assainissement résultant des infiltrations de l'eau depuis le sol (Chapitre 2).

Cependant, le modèle de sol d'ISBA est destiné à représenter la zone non-saturée, plutôt que la zone saturée. Il est basé sur une représentation de l'état d'humidité du sol à partir des termes agronomiques (teneur en eau au point de flétrissement, à capacité au champ et à saturation). Ainsi, la détermination du taux d'infiltration de l'eau du sol a été couplée à une condition limite en supposant que l'infiltration peut se produire quand la teneur en eau au point de flétrissement est dépassée (Allard, 2015) (chapitre 1.6.1.2.8). Cependant, l'écoulement de l'eau du sol sous force gravitaire se produit uniquement entre son état de saturation et sa capacité au champ. Cette formulation présente alors plusieurs défauts : i) premièrement elle manque de réalisme physique, d'autant plus que ce taux d'infiltration a

été calculé avec la conductivité hydraulique à saturation, ii) elle introduit des instabilités numériques et iii) elle conduit à des aberrations dans le processus d'infiltration.

Il est donc préférable d'enlever cette condition limite et de décrire le taux d'infiltration dans le réseau d'assainissement en fonction de l'état hydrique réel de la couche où se trouve le réseau. Ainsi, le choix effectué consiste à relier l'infiltration à la conductivité hydraulique présente dans la couche de sol du réseau, qui devient son facteur limitant avec une valeur maximale à la saturation. Cette formulation permet en outre d'éliminer l'ancien rapport des teneurs en eau représenté par *Allard (2015)*. L'infiltration d'eau du sol dans le réseau dans TEB-Hydro est adaptée de la formulation proposée par *Rodriguez et al. (2008)* :

$$I_{sew} = k_{sew} \times I_p \times D_{sew} \quad \text{Équation 3.5}$$

Avec I_{sew} le taux d'infiltration dans le réseau ($m.s^{-1}$), k_{sew} la conductivité hydraulique de la couche où se trouve le réseau ($m.s^{-1}$), I_p un paramètre à caler qui décrit l'état d'étanchéité du réseau (-), et D_{sew} la densité du réseau sur une maille (-). Cette dernière désigne le rapport de la longueur totale du réseau d'assainissement au sein de la maille considérée et de la longueur maximale du même réseau d'assainissement au sein d'une maille du domaine d'étude.

3.2.3. Drainage profond (D_*)

Le drainage profond constitue une sortie du modèle qui peut ensuite être utilisée pour alimenter le débit de base d'un réseau hydrographique naturel. En milieu urbain, les réseaux d'assainissement contribuent au drainage de l'eau du sol. Dans des bassins versants urbains sans réseau hydrographique naturel, ils peuvent même constituer des axes principaux de drainage. De ce fait, il est envisagé de limiter totalement ou partiellement le drainage profond afin de maintenir plus d'humidité dans les basses couches des compartiments. Cela peut favoriser l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement.

Pour cela, l'humidité du sol sortant de la couche du sol la plus basse est partiellement ou totalement retenue selon un coefficient C_{rech} jusqu'à saturation de cette dernière. A chaque pas de temps, la teneur en eau dans cette couche (n) est mise à jour :

$$W_*^{gr,n,l} = W_*^{gr,n} + W_*^{gr,flux,n} \times C_{rech} \quad \text{Équation 3.6}$$

Et le drainage profond devient :

$$D_* = W_*^{gr,flux,n} \times (1 - C_{rech}) \times d_n \times \rho / dt \quad \text{Équation 3.7}$$

où $W_*^{gr,n,i'}$ et $W_*^{gr,n}$ sont respectivement la teneur en eau dans la dernière couche n après et avant la mise à jour ($m^3.m^{-3}$), $W_*^{gr,flux,n}$ la teneur en eau ($m^3.m^{-3}$), C_{rech} le coefficient de rétention (-), D_* le drainage profond ($mm.s^{-1}$), d_n l'épaisseur de la dernière couche n (m), ρ la masse volumique de l'eau ($kg.m^{-3}$) et dt le pas de temps numérique du modèle.

Une fois la dernière couche saturée, l'humidité excédentaire remonte vers la couche supérieure. La teneur en eau dans la couche supérieure ($i-1$) est mise à jour en ajoutant la teneur en eau excédentaire de la couche i en contrebas :

$$W_*^{gr,i-1,i'} = W_*^{gr,i-1} + \max(0, W_*^{gr,i} - W_{*,sat}^{gr,i}) \times \frac{d_{i-1}}{d_i} \quad \text{Équation 3.8}$$

Et la teneur en eau restant dans la couche i

$$W_*^{gr,i,i'} = \min(W_*^{gr,i}, W_{*,sat}^{gr,i}) \quad \text{Équation 3.9}$$

Dans le cas où la saturation monte jusqu'à la couche de surface, l'humidité excédentaire s'ajoute au ruissellement sous-surfacique. Ce processus peut être formulé ainsi

$$R_*^{subsurf,i'} = R_*^{subsurf} + \max(0, W_*^{gr,1} - W_{*,sat}^{gr,1}) \times \frac{d_1}{dt} \times \rho \quad \text{Équation 3.10}$$

Avec $W_{*,sat}^{gr,i}$ la teneur en eau à saturation ($m^3.m^{-3}$), $W_*^{gr,i,i'}$ et $W_*^{gr,i}$ respectivement la teneur en eau dans la couche i après et avant de la mise à jour ($m^3.m^{-3}$), $W_*^{gr,i-1,i'}$ et $W_*^{gr,i-1}$ respectivement la teneur en eau dans la couche $i-1$ après et avant ajout de la teneur en eau excédentaire ($m^3.m^{-3}$), $\frac{d_{i-1}}{d_i}$ le rapport entre l'épaisseur des couches $i-1$ et i ($m.m^{-1}$), $R_*^{subsurf}$ et $R_*^{subsurf,i'}$ respectivement le ruissellement de sous-surface après et avant la mise à jour ($mm.s^{-1}$) et d_1 l'épaisseur de la première couche 1 (m).

3.2.4. Zone racinaire

En couplant ISBA et TOPMODEL, *Furusho et al. (2013)* ont constaté une tendance d'ISBA à exagérer le taux d'évapotranspiration à une échelle annuelle. Pour un bassin versant péri-urbain avec un taux d'imperméabilisation de 35%, ils ont ainsi obtenu des taux

d'évapotranspiration allant de 60 à 95% du bilan annuel en eau lors d'une période de simulation de 8 ans.

En se plaçant dans un contexte urbain, comme le nôtre, les flux d'évapotranspiration diminuent en fonction du taux d'imperméabilisation (*WMO, 2012*). De plus, la végétation doit faire face à des conditions environnementales extrêmes comme le stress hydrique, un microclimat particulier (ICU), la pollution de l'air, de l'eau et du sol (herbicides, sel, métaux lourds, CO₂) et des espaces de développement restreints sous-sol et hors-sol (compaction du sol, barrières racinaires). Des pratiques d'entretien appliquées à la flore urbaine (taille radicale des arbres de rue) limitent également leur croissance naturelle. Plusieurs études portent sur les particularités de la végétation urbaine et les facteurs de stress environnementaux auxquels elle est exposée (*Iakovoglou et al., 2001 ; Morgenroth, 2008 ; Sjöman et Nielsen, 2010 ; Mullaney et al., 2015 ; Swoczyna et al., 2015*). Selon *Mullaney et al. (2015)* les arbres de rue ont souvent tendance à développer leurs systèmes racinaires horizontalement plutôt que verticalement.

Nous avons donc voulu transcrire l'hypothèse que la végétation urbaine n'est pas soumise aux mêmes contraintes qu'en environnement naturel, et donc qu'elle émet moins de vapeur d'eau dans l'atmosphère. Cela se traduit par la modification de la zone racinaire existante dans TEB-Hydro afin de limiter la profondeur des racines en environnement urbain. De ce fait, la fraction racinaire varie entre 80% dans la première couche du sol et 9% dans la couche au-dessus du réseau. Elle est nulle dans les couches du réseau d'assainissement et celles situées en-dessous de celui-ci. Entre ces couches, la fraction racinaire est calculée, tout en prenant en compte la fraction racinaire de la couche en-dessous. La fraction racinaire a été adaptée ainsi :

$$F_{root,i} = F_{root,i+1} + \left(\frac{0.8}{N_{sew}-1}\right) \quad \text{Équation 3.11}$$

Avec $F_{root,i}$ la fraction racinaire dans la couche i (-), $F_{root,i+1}$ la fraction racinaire dans la couche située en-dessous de la couche i (-), N_{sew} la couche où se trouve le réseau (-).

Cela est souligné par un exemple (Tableau 4): Etant donné que le réseau se situe dans la 10^{ème} couche du sol, la fraction racinaire est exprimée pour chaque couche.

Tableau 4: Exemple de la répartition par couche de la fraction racinaire sur la colonne du sol en supposant que le réseau se trouve dans la couche 10.

N° Couche du sol	Fraction racinaire totale par couche depuis la couche la plus basse [-]
1	0,80
2	0,71
3	0,62
4	0,53
5	0,44
6	0,36
7	0,27
8	0,18
9	0,09
10	-
11	-
12	-

3.3. Configuration du modèle pour la modélisation – Etude du cas de Rezé

Dans un premier temps, la version améliorée de TEB-Hydro est appliquée sur le bassin versant de Rezé. Ce bassin a déjà fait l'objet de nombreuses études de modélisation hydrologique (*Berthier, 1999 ; Lemonsu et al., 2007 ; Rodriguez et al., 2008*). Ainsi, les propriétés physiographiques du site et les retours d'expériences concernant les paramètres numériques sont facilement accessibles. Ci-dessous, nous synthétisons donc les données d'entrée nécessaires pour la modélisation avec TEB-Hydro selon la révision bibliographique du Chapitre 2.

3.3.1. Récapitulatif des caractéristiques physiographiques du bassin versant de Rezé

Les limites du bassin, les données morphologiques du site, les propriétés radiatives et thermiques des matériaux (TEB) et les propriétés du sol et de la végétation (ISBA) se basent sur les simulations de *Lemonsu et al. (2007)* (Tableau 5).

Tableau 5: Récapitulation des propriétés du bassin versant de Rezé pour la modélisation avec TEB-Hydro

Couverture urbaine	Valeurs	Unité
Surface total du bassin versant	4,7	ha
Fraction des bâtiments	0,17	-
Fraction de voirie	0,28	-
Nombre de couches de route	5	-
Hauteur moyenne des bâtiments	5,60	m
Rapport des surfaces mur/emprise au sol	0,34	-
Rugosité dynamique de la ville z0	0,56	m
Matériau principal des toitures	Tuile	-
Matériau principal de la voirie	Asphalte	-
Matériau principal des murs	Parpaing	-
Longueur du réseau d'eau pluviale	480	m
Longueur du réseau d'eaux usées	803	m
Profondeur moyenne du réseau	-1,5	m
Fraction des surfaces imperméabilisées connectées au réseau d'eau pluviale	0,84	-
Couverture naturelle		
Fraction des jardins	0,55	-
Fraction de la végétation haute	0	-
Fraction de la végétation basse	1	-
Fraction du sol nu	0	-
Représentation de la végétation	PARK	-
Hauteur moyenne de la végétation	20	m
Rugosité dynamique de la végétation z0	0,01	m
LAI (Leave area index)	1-4	
Propriétés du sol		
Nombre de couches de sol	12	-
Profondeur du sol	3,0	m
Fraction d'argile	0,40	-
Fraction de sable	0,38	-
Fraction de limon	0,22	-

La discrétisation verticale du sol urbain dans les trois compartiments comprend 12 couches et la structure de la route est divisée en 5 couches artificielles. Selon la

profondeur moyenne du réseau d'assainissement (1,50 m), il se trouve donc dans la 10ème couche de sol. La texture du sol est présumée homogène sur la totalité du bassin versant et en profondeur. Elle est composée de trois classes : le sable, l'argile et le limon. La fraction du limon est reconstituée en fonction des fractions du sable et d'argile. Comme constaté au Chapitre 2, il existe une ambiguïté concernant la fraction d'argile entre 4% et 40%. Il est donc à noter pour la suite, que nous nous basons sur *Lemonsu et al. (2007)*, un taux d'argile de 40% sera retenu. Les surfaces naturelles sont représentées par le patch « PARK » du modèle, représentant une végétation mixte.

3.3.2. Période de simulations

Le site de Rezé est représenté par une seule maille dans TEB-Hydro. La période de simulation est de 6 ans entre janvier 1993 et décembre 1998. L'année hydrologique débute en septembre, période où le débit de base et le niveau de la nappe sont le plus bas pour le cas de Nantes (chapitre 2.3.1.2.2). Le modèle opère en mode « off-line », forcé par les observations météorologiques au pas de temps d'une heure. Le pas de temps numérique du modèle est de 5 min.

3.3.3. Données de forçage

Pour le forçage du modèle, nous nous basons sur les données de *Lemonsu et al. (2007)*. Le forçage avec des observations de surface (F_{obs}) nécessite des données atmosphériques telles que la précipitation, la température, l'humidité spécifique, la pression atmosphérique, la vitesse et la direction du vent et le rayonnement d'ondes courtes et longues. Pour Rezé, les taux de précipitation (pas de neige pour toutes les périodes de simulation) ont été collectés sur le site par un pluviomètre. Toutes les autres données de forçage ont été observées à la station météorologique voisine de Météo-France (à l'aéroport de Nantes), fournissant une température et une humidité de l'air à 2 m, une vitesse du vent à 10 m, un rayonnement solaire incident et la couverture nuageuse.

Afin de tenir compte de l'influence de la canopée urbaine (couche de surface de rugosité), la hauteur du niveau de forçage doit être ajustée à la canopée urbaine, c'est-à-dire à au moins deux fois la hauteur des éléments de rugosité (*Lemonsu et al., 2012*).

Pour cela les données d'observation de surface en question sont extrapolées à une hauteur de 30 m par itération (chapitre 1.6.1.2.7). Le modèle de surface est ainsi forcé avec ces données obtenues et les variables de sortie de température, d'humidité et de

vent sont comparées aux observations de surfaces, c'est-à-dire à 2 m et 10 m. Les écarts-types obtenus entre la simulation et l'observation permettent par la suite d'ajuster le forçage à 30 m. Ceci est répété jusqu'à ce que l'écart-type entre les résultats de la simulation et les observations de surface soit suffisamment petit (*de Munck, 2013*).

3.4. Etape de l'analyse de sensibilité et du calage hydrologique

Quel que soit le modèle considéré, il vise à reproduire les processus réels en action sur le bassin versant. Comme déjà constaté au chapitre 1.5.1.3, les modèles introduisent une certaine simplification. Ils simulent des états successifs à partir de l'état initial et des forçages connus. La simplification est nécessaire pour des raisons mathématiques, numériques ou du fait du manque d'information sur certaines variables du système représenté. Toutefois, elle engendre des sources d'erreur et d'incertitude indépendantes, provenant des trois sources principales selon *Roche et al. (2012)* :

- ⇒ du modèle : *Quels phénomènes, mécanismes et variables de forçage sont pris en compte ? Quelles simplifications spatiales ou temporelles ont été faites ?*
- ⇒ des paramètres : *Sur quels paramètres le modèle se base-t-il ? Sont-ils estimés correctement ?*
- ⇒ des données d'entrée (observations) : *Sont-elles exemptes d'erreurs ? Quelle est leur répercussion ?*

Les résultats de la modélisation sont ainsi influencés par ces trois types d'erreur. Ainsi, les étapes de l'analyse de sensibilité et de calage des modèles, surtout en hydrologie, sont importants. Ils permettent en quelque sorte de valider les données d'entrée et de mieux cibler les incertitudes sur les paramètres.

3.4.1. Etude de sensibilité

L'analyse de sensibilité est réalisée avec l'objectif de mieux appréhender le modèle et le rôle de chaque paramètre d'entrée (P_*)¹² sur les différents processus hydrologiques existants ou modifiés ($\sum f_{hyd}$) et donc sur les variables de sortie (V_*)¹³. Cela peut être

¹² Les paramètres d'entrée décrivent la zone d'étude et son fonctionnement. Ils sont constants au cours de la simulation.

¹³ Les variables de sortie représentent la réponse du modèle à travers des séries de valeurs simulées.

exprimé de la manière suivante, en notant que, les variables de sortie dépendent des paramètres d'entrée du modèle et des données de forçage (F_{obs}) (Lorino, 2016) :

$$V_* = \sum f(P_*, F_{obs}) \quad \text{Équation 3.12}$$

De plus, l'analyse de sensibilité permet de hiérarchiser l'importance de chaque paramètre du modèle, et d'identifier ceux qui sont à connaître plus précisément (Faivre et al., 2013) dans le but du calage du modèle. Les questions auxquelles cette analyse doit répondre sont alors : quels sont les paramètres hydrologiques auxquels le modèle est le plus sensible et sur lesquels un calage du modèle s'impose ? Quels processus influencent-ils et comment ? Les paramètres ont-ils des effets conjoints sur les variables de sortie ?

L'analyse de sensibilité se déroule en quatre étapes avec :

1. Le choix de la méthode d'analyse de sensibilité. Selon Faivre et al. (2013), il est conditionné par le nombre de paramètres à considérer, par leurs propriétés physiques et le temps de calcul nécessaire à sa réalisation ;
2. L'identification des paramètres d'entrée à considérer dans l'analyse dépendant de son objectif et des processus hydrologiques jugés importants dans un contexte hydro-microclimatique. Leur domaine de validité doit être également fixé auparavant. Cette étape est parfois délicate car certains paramètres n'ont pas une signification physique réelle ;
3. L'identification des critères de décision qui correspondent aux réponses du modèle (variables de sortie). Cette étape dépend également des objectifs de l'analyse et du choix des paramètres d'entrée ;
4. La détermination des indices ou critères d'évaluation de sensibilité des paramètres d'entrée pour des variables de sortie différentes.

3.4.1.1. Méthode d'analyse de sensibilité

En général, il existe deux types d'analyse : l'analyse locale ou l'analyse globale (Saltelli et al., 2004 ; Tang et al., 2006) (Figure 57). L'analyse locale est une approche déterministe, largement répandue dans les domaines de la climatologie ou hydrogéologie (Faivre et al., 2013). L'influence des paramètres d'entrée est mesurée individuellement. Ainsi, cette méthode permet de traiter rapidement les modèles importants avec un nombre de paramètres considérable. Cependant, elle présuppose des propriétés linéaires du modèle. Ainsi, en cas de non-linéarité, elle n'est pas capable de démontrer d'éventuelles interactions entre les différents paramètres d'entrée. De plus, elle nécessite une certaine

connaissance à priori des paramètres d'entrée (distribution, domaine de validité) et leurs interactions afin de représenter correctement la complexité du modèle.

L'analyse globale, quant à elle, franchit ces limites, mais demande en général un coût en temps de calcul important avec un nombre de simulation s'élevé, empiétant sur sa mise en œuvre. Quelle que soit la méthode d'analyse choisie, celle-ci porte soit sur la qualification soit sur la quantification de l'influence des paramètres (*Cariboni et al., 2007*).

TEB-Hydro dans sa globalité est un modèle très paramétré, dans le sens qu'il comprend un grand nombre de paramètres souvent incertains et que les paramètres entre eux ont probablement un degré d'interaction élevé. D'après *Saltelli et al. (2004)*, une analyse globale serait donc la mieux adaptée. Cependant, nous nous concentrons uniquement sur la composante hydrologique en nous limitant plus précisément aux processus modifiés dans le cadre de ce travail. Malgré les limitations présentées ci-dessus, nous optons pour une analyse locale, dans le but de mieux pouvoir comprendre l'influence des modifications apportées lors de ce travail.

Ainsi, l'analyse choisie correspond à la méthode « un facteur à la fois (OFAT pour One Factor At a Time) » (*Montgomery, 2017*). Cette approche mesure l'influence individuelle d'un paramètre par l'importance de la variation de la réponse du modèle autour d'une valeur nominale de ce paramètre. Dans un premier temps, une simulation de référence (REF), basée sur les valeurs nominales de tous les paramètres, est effectuée. Ensuite, des simulations sont effectuées de manière cohérente, lorsqu'un seul paramètre est modifié pour prendre les valeurs limites du domaine de validité (MIN et MAX), tandis que les autres paramètres restent fixés à leurs valeurs nominales.

Ainsi, cette méthode permet de répondre aux deux premières questions posées. Toutefois, il n'est pas possible de démontrer d'éventuelles interactions entre les paramètres d'entrée. Afin de pouvoir traiter le troisième objectif de l'analyse de sensibilité, un plan factoriel est proposé (Figure 57). Il détermine si certains paramètres ont des effets conjoints sur le résultat du modèle et, par conséquent, des interactions dissimulées entre eux. Une telle approche est couramment utilisée dans des expériences impliquant potentiellement plusieurs facteurs liés (*Goupy, 2006 ; Montgomery, 2007*). Cependant, cette méthode peut rapidement devenir gourmande en temps de calcul, il est donc conseillé de limiter le nombre de paramètres.

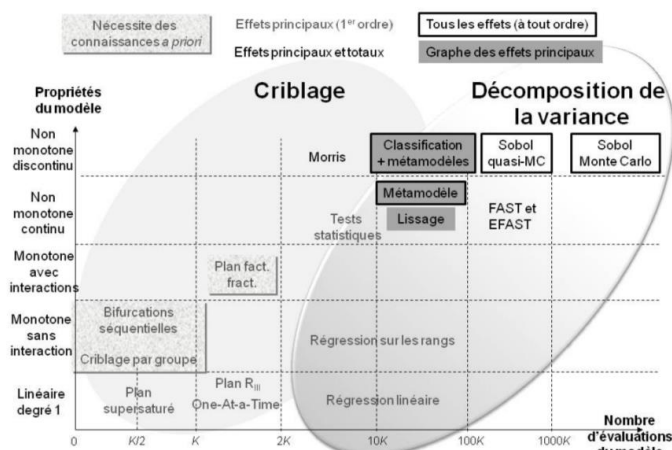


Figure 57: Grille de sélection pour analyse de sensibilité (Favre et al., 2013)

C'est la raison pour laquelle un plan factoriel de type 2^4 est envisagé, tenant compte de 4 paramètres différents. Cela permet de limiter les simulations au nombre de 16. Chaque paramètre prend deux valeurs, ce qui limite le domaine expérimental. Dans le cas présent, le domaine de chaque paramètre correspond aux limites définies du domaine de validité de l'analyse OFAT. Ainsi, le niveau supérieur est noté ci-après comme +1 pour la valeur MAX du paramètre et le niveau inférieur comme -1 correspondant à la valeur MIN du paramètre. Afin de prendre en compte toutes les combinaisons possibles de paramètres, une matrice est générée où toutes les valeurs sont disposées en fonction de "l'ordre de Yates". Ensuite, les effets principaux (Equation 3.13) des paramètres donnés et les effets de leurs interactions (Equation 3.14) sont calculés, en fonction directement de la réponse moyenne de son niveau bas (\bar{y}_{*-}) et de son niveau haut (\bar{y}_{*+}). La dépendance de deux paramètres peut être analysée visuellement en présentant les effets des deux paramètres sur la réponse du modèle (\bar{y}_{**}); deux lignes parallèles parfaites n'indiquent aucune interdépendance entre les deux facteurs, contrairement à un non-parallélisme.

Un effet positif représente une augmentation de la réponse du modèle en passant du paramètre à niveau bas (-1) (valeur MIN) à son niveau haut (+1) (valeur MAX) ; et vice versa en cas d'effet négatif.

$$e(A) = \bar{y}_{A+} - \bar{y}_{A-} \quad \text{Équation 3.13}$$

$$e(AB) = \bar{y}_{AB+} - \bar{y}_{AB-} \quad \text{Équation 3.14}$$

où $e(A)$ l'effet principal d'un paramètre appelé A, $e(AB)$ l'effet de l'interaction entre deux paramètres différents A et B, \bar{y}_{*+} la réponse moyenne de toutes les combinaisons où le

paramètre ou l'interaction de deux paramètres sont à son niveau haut (+1), et \bar{y}_{*-} la réponse moyenne de toutes les combinaisons où le paramètre ou l'interaction de deux paramètres est à son niveau bas (-1).

3.4.1.2. Identification des paramètres à considérer et détermination de leur domaine de validité

L'analyse de sensibilité englobe plusieurs paramètres hydrologiques, pour lesquels une gamme de valeurs réalistes (minimum, nominal, maximum) a été déterminée. Ces valeurs ont été identifiées en accord avec leur représentation physique (si possible) selon la littérature ou des mesures in situ (*Berthier et al., 1999 ; Lemonsu et al., 2007 ; Furusho et al., 2013*) (Tableau 6).

3.4.1.2.1. La capacité maximale de rétention du réservoir de surface des voiries ($W_{max,rd}^{surf}$) et des toitures ($W_{max,rf}^{surf}$)

La capacité maximale de rétention ou de stockage des surfaces artificielles (voirie et toitures) fait partie des pertes initiales de la précipitation. Selon l'état des surfaces (fissures, dépressions, matériaux poreux) cette capacité de stockage peut varier. Il existe plusieurs études antérieures effectuées sur des bassins versants nantais sur lesquelles nous pouvons nous appuyer.

Dans le cas de la capacité maximale de rétention du réservoir de surface des voiries, *Morena (2004)* a testé sur le bassin versant de Rezé des valeurs allant de 0,001 mm à 17,5 mm. *Berthier (1999)* et plus tard *Dupont (2001)* ont pris en compte une plage de valeurs entre 0,5 mm et 10,0 mm pour l'analyse de sensibilité. Une valeur de référence autour de 3,5 mm ressort souvent des publications (*Berthier, 1999 ; Berthier et al., 1999 ; Dupont, 2001 ; Morena, 2004 ; Dupont et al., 2006 ; Rodriguez et al., 2008 ; Furusho, 2011*).

Dans le cas de la capacité maximale de rétention du réservoir de surface des toitures, les plages de valeurs ont été choisies entre 0,001 et 2,5 mm (*Morena, 2004*) et entre 0,25 et 6,0 mm par *Berthier (1999)* et *Dupont (2001)*. La valeur de référence est fixé à 0,5 mm (*Berthier, 1999 ; Berthier et al., 1999 ; Dupont, 2001 ; Morena, 2004 ; Dupont et al., 2006 ; Rodriguez et al., 2008 ; Furusho, 2011*).

En considérant ces études antérieures les valeurs limites choisies sont de 0,5 et 6,0 mm pour $W_{max,rd}^{surf}$ et de 0,25 et 3,0 mm pour $W_{max,rf}^{surf}$.

3.4.1.2.2. Le paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau (I_p)

Ce paramètre a été introduit afin de décrire l'état d'étanchéité du réseau d'assainissement (fissures due à l'âge du réseau, joints non-étanches, pénétration des racines) et avec cela le taux potentiel d'infiltration d'eau du sol, également appelé infiltration parasite. Même si le calcul du taux d'infiltration a été adapté de *Rodriguez et al. (2008)*, ce paramètre est propre au modèle TEB-Hydro et n'a pas de sens physique. Il n'existe donc pas de valeurs potentiellement réalistes dans la littérature. *Allard (2015)* a testé une plage de valeurs entre 0 et 0,1 dans son étude de sensibilité. Cependant, la formulation du calcul de taux d'infiltration parasite a été modifiée lors de ce travail, ce qui nécessite la considération de nouvelles valeurs. Par ailleurs, la limite minimale de 0 ne nous semble pas réaliste, supposant un âge avancé et avec cela un potentiel élevé des défauts d'étanchéité des réseaux dans la plupart des villes européennes (chapitre 1.2.1). Nous avons donc considéré une fourchette de valeurs allant de 10^{-3} jusqu'à 1. La valeur maximale a été choisie afin de tester la stabilité numérique du modèle.

3.4.1.2.3. Le taux d'infiltration à travers la voirie (I_{rd})

Le taux d'infiltration à travers la voirie est également considéré comme perte initiale qui peut influencer le taux de ruissellement surfacique. Il dépend en général de l'état de la chaussée (fissures) et des matériaux de construction (chaussée en béton, en asphalte, en structure réservoir, etc.) et de la durée de l'évènement pluvieux (*Berthier, 1999*). Des campagnes de mesures ont montré que l'infiltration dans une chaussée à enrobé bitumineux peut prendre une valeur de 10^{-7} m.s⁻¹, correspondant à 20 à 30% de la pluie totale annuelle (*Raimbault, 1986*). Ce paramètre a été également mesuré in-situ sur le site de Rezé. Des capacités d'infiltration de l'ordre de 3 à 5×10^{-8} m.s⁻¹ allant jusqu'à 10^{-5} m.s⁻¹ ont été détectées. D'autres études ont montré une plage de valeurs entre 10^{-9} et 10^{-5} m.s⁻¹ pour ce paramètre (*Hollis et Ovenden, 1988 ; Hassan et White, 1997 ; Ragab et al., 2003*). *Morena (2004)* a tenu compte d'une fourchette entre 10^{-9} et 10^{-6} m.s⁻¹ sur le site de Rezé. En vue de ces résultats nous avons choisi de tester une valeur minimale de 10^{-9} et une maximale de 10^{-5} m.s⁻¹.

3.4.1.2.4. La fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau (f_{con})

Cette fraction transcrit la part du ruissellement produite sur les surfaces de bâtiments ou de voirie allant directement dans le réseau d'eau pluviale. *Allard (2015)* a trouvé une forte sensibilité du modèle TEB-Hydro à ce paramètre en testant une plage entre 50 et 90%.

Dans le cas du site de Rezé, le taux des surfaces effectivement connectées au réseau, a été estimé à 84% lors d'une enquête de terrain (*Berthier, 1999*). Dans le cas du Pin Sec, par contre, ce paramètre a été évalué à l'ordre de 64% (chapitre 2.3.2.1). En effet, ce paramètre est propre à chaque bassin versant et peut varier considérablement en ville selon l'hétérogénéité de l'environnement. Il est donc nécessaire de balayer une plage de valeurs assez large. De ce fait, nous nous basons sur la fourchette déjà testée par *Allard (2015)*, c'est-à-dire entre 50 et 90%.

3.4.1.2.5. La longueur de rugosité dynamique de la ville (z_0)

La longueur de rugosité dynamique de la ville décrit l'hétérogénéité aérodynamique des surfaces, décrivant l'intensité des échanges turbulents au-dessus de la surface. Selon *Dupont (2001)*, il se détermine soit expérimentalement en se basant sur des profils de vitesse mesurés, soit empiriquement en prenant en compte les dimensions des bâtiments. Cependant, les formules empiriques, montrent une grande variabilité entre les valeurs de la longueur de rugosité pour un même et seul site. Dans le cas de Rezé, *Dupont (2001)* a indiqué une valeur de 0,03 m d'après *Raupach (1992)* et une valeur de 0,23 d'après *Bottema (1997)*. De plus, *Dupont (2001)* a fait le constat dans la littérature que la valeur préconisée pour une zone résidentielle est généralement de 0,60 m. Des nombreuses études se basent sur une longueur de rugosité exprimée par un dixième de la hauteur moyenne des bâtiments sur le site en question (*Berthier, 1999 ; Lemonsu et Masson, 2002 ; Masson et al., 2002 ; Lemonsu, 2003 ; Lemonsu et al., 2007*). Pour notre étude, la plage de valeurs choisie est de 0,04 à 1 m. La valeur de la limite maximale est exagérée dans le but de montrer les effets de ce paramètre sur le processus d'évapotranspiration.

3.4.1.2.6. La fraction de sable (f_{sand}) et d'argile (f_{clay}) de la texture du sol

La texture du sol est en général classée en fonction de la fraction d'argile, de sable et de limon (*BSI, 1998*). Le modèle les prend en compte à travers la fraction d'argile et de sable. La fraction de limon est ensuite obtenue par différence. La texture du sol est un élément clé du modèle, puisque les processus hydrologiques en dépendent à travers les grandeurs décrivant l'état d'humidité dans le sol (conductivité hydraulique, conductivité hydraulique à saturation, teneur en eau au point de flétrissement, à la capacité au champ et à saturation). Il est donc présumé que le modèle y est très sensible.

La texture du sol est fortement hétérogène dans l'espace (latéralement et verticalement sur un même profil). Cependant, cette information est souvent disponible à peu d'endroits et pour peu de profondeurs des sites étudiés. Une seule texture du sol sur tout le site a donc été retenue. Selon les études menées sur le bassin versant de Rezé, le sol est classé

soit en « limon argileux » (Berthier, 1999 ; Berthier et al., 1999, Lemonsu et al., 2007) soit en « limon fin » (Dupont, 2001 ; Dupont et al., 2006). Nous avons donc choisi de faire varier soit la fraction de sable, soit la fraction d'argile entre 10 et 60% afin de balayer les plus de textures de sol différentes possibles.

3.4.1.2.7. La constante de temps du transfert latéral (τ)

Cette constante de temps a été introduite lors de la formulation des processus du transfert horizontal des teneurs en eau intra-maille. En général, les écoulements d'eau, soit verticaux soit latéraux, dans un sol non-saturé dépendent de la texture de sol et de son état hydrique. La conductivité hydraulique du sol est donc l'élément clé. Etant donné que le sous-sol du modèle est divisé en trois compartiments qui se différencient selon l'occupation du sol et qui ont la même texture de sol, la conductivité hydraulique actuelle varie entre les trois compartiments selon leurs états d'humidité (définis par les apports d'eau).

Ainsi, la constante de temps contrôle la dynamique de l'équilibre de la teneur en eau entre les différents compartiments. Les valeurs limites de ce paramètre sont donc choisies entre 15 min et 10 jours en formulant l'hypothèse qu'avec l'augmentation de cette constante les transferts latéraux seront d'autant plus lents.

3.4.1.2.8. Le coefficient de recharge en cas du drainage profond limité (C_{rech})

Ce paramètre a été introduit dans le modèle afin de limiter le drainage profond en environnement urbain. Il favorise l'humidification des couches profondes et ainsi le drainage de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement. Il est propre à TEB-Hydro et est uniquement pris en compte quand l'option « LDRAIN » du modèle est égale à « FALSE ». Après avoir testé plusieurs configurations différentes de cette nouvelle option du modèle, nous avons pris en compte une fourchette de valeurs entre 90% et 100%. La valeur maximale de 100% signifie un blocage total du drainage profond tandis que la valeur minimale de 90% laisse passer 10% en drainage profond. Cependant, le blocage total est uniquement testé dans le but de montrer l'effet maximal sur les infiltrations parasites dans le réseau. En-dessous de la valeur minimale, l'effet du coefficient de recharge sur les infiltrations parasites dans le réseau est considéré négligeable.

Une synthèse de l'ensemble de ces choix a été faite dans le Tableau 6 :

Tableau 6: Description récapitulative des paramètres hydrologiques du model TEB-Hydro et leurs valeurs MIN, MAX et REF pour l'analyse de sensibilité.

Simulation	Paramètre	Description	Unité	Valeurs		
				MIN	REF	MAX
SROAD	$W_{max,rd}^{surf}$	Capacité maximale de rétention du réservoir de surface des voiries	mm	0,5	3,0	6,0
SROOF	$W_{max,rf}^{surf}$	Capacité maximale de rétention du réservoir de surface des toitures	mm	0,25	1,5	3,0
IP	I_p	Paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau	-	10^{-3}	10^{-1}	1
IROAD	I_{rd}	Taux d'infiltration à travers la voirie	m.s ⁻¹	10^{-9}	10^{-6}	10^{-5}
CONN	f_{con}	Fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau	-	0,5	0,7	0,9
ZOTOWN	z_0	Rugosité dynamique de la ville	m	0,04	0,59	1,0
TEXTSAB	f_{sand}	Fraction de sable	-	0,10	0,38	0,60
TEXTARG	f_{clay}	Fraction d'argile	-	0,10	0,40	0,60
XDAY	τ	Constante de temps pour le transfert latéral	s	900	86400	864000
RECH	C_{rech}	Coefficient de recharge en cas de drainage profond limité	-	1	0,95	0,90

3.4.1.3. Corrélations potentielles entre les paramètres

Il est présumé que certains paramètres d'entrée ont des interactions entre eux (Figure 58). Par exemple, la texture de sol joue un rôle primordial dans le processus hydrique du sous-sol, et peut également avoir une influence entre les échanges surface-atmosphère dans les compartiments. De plus, les paramètres influençant l'apport et le transfert hydrique dans le sol sont également susceptibles d'influencer le processus d'infiltration de l'eau du sol dans le réseau.

Les modifications de TEB-Hydro réalisées lors de ce travail se basent sur les processus hydriques du sous-sol. C'est la raison pour laquelle nous souhaitons regarder plus en détail les paramètres ayant une influence directe ou indirecte sur le flux sortant d'eau suite à l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau. Ce flux est notamment dépendant du paramètre I_p . C'est alors autour de ce dernier, que nous allons établir le plan factoriel 2^4 . Limité en quatre paramètres, nous avons jugé pertinent de regarder plus en détail les interactions pour les paramètres suivants (Figure 58):

- ⇒ Paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau (I_p)
- ⇒ Taux d'infiltration à travers la voirie (I_{rd})
- ⇒ Fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau (f_{con})
- ⇒ Coefficient de recharge en cas du drainage profond limité (C_{rech})

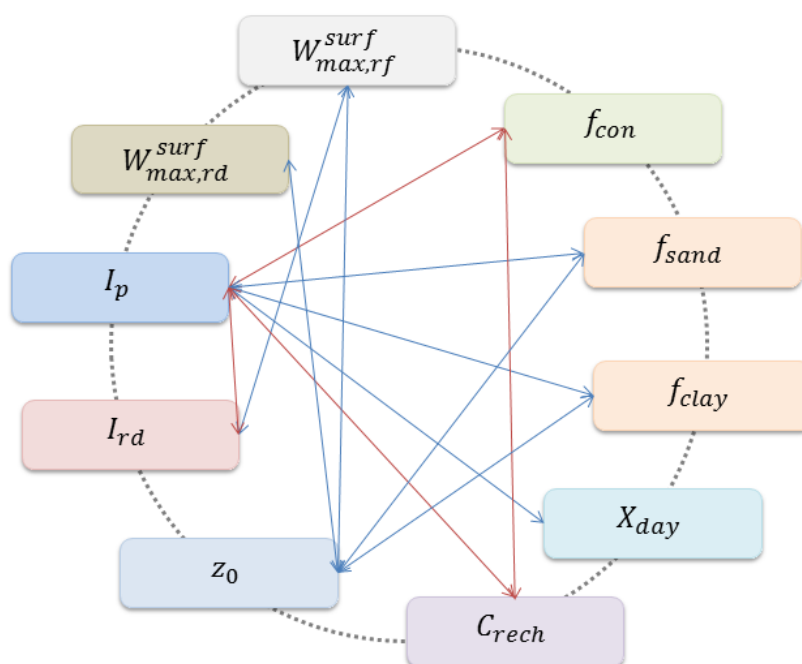


Figure 58 : Schéma représentatif des interactions probables directes ou indirectes entre paramètres issus de l'analyse de sensibilité ; en rouge : les interactions analysées lors du plan factoriel

Le Tableau 7 regroupe les paramètres et leurs valeurs pris en compte pour le plan factoriel. Les valeurs prises en compte pour les niveaux bas et hauts correspondent aux valeurs minimales et maximales de l'analyse de sensibilité indiquées au Tableau 6:

Tableau 7: Synthèse des paramètres issus du plan factoriel avec ses plages de valeurs attribuées

Paramètre	Niveau -1	Niveau +1
I_p	10^{-3}	1
I_{rd}	10^{-9}	10^{-4}
f_{con}	0,5	0,9
C_{rech}	1,0	0,9

3.4.1.4. Identification des variables de sortie

Les variables de sortie choisies pour l'analyse dépendent de l'influence du paramètre sur les processus hydriques présents dans le sol ou en surface des trois compartiments « bâti », « voirie » et « jardin » :

- ⇒ le ruissellement de l'ensemble des surfaces imperméabilisées et le drainage de l'eau du sol par le réseau (R_{town}), le ruissellement des surfaces provenant uniquement des toitures ($R_{rf}^{surf} \times f_{con}$) ou des voiries ($R_{rd}^{surf} \times f_{con}$),
- ⇒ le drainage de l'eau du sol par le réseau d'assainissement (R_{sew}),
- ⇒ la teneur en eau ($W_*^{gr,i}$) dans les différentes couches du sol urbain des compartiments « bâti », « voirie » et « jardin ».

Concernant le plan factoriel, les effets principaux de chaque paramètre et les effets d'interactions entre plusieurs paramètres sont calculés en fonction du débit de pointe dans le réseau dû à l'infiltration d'eau du sol durant l'hiver 1994/95 dans le bassin versant de Rezé.

3.4.1.5. Discussion des résultats

Les résultats de l'analyse de sensibilité sont discutés en fonction de l'influence de chaque paramètre sur les variables de sortie du modèle. Ainsi, les critères d'évaluation (PBIAS, NSE, KGE et ses composantes, présentés au chapitre 1.7) entre les simulations REF et MIN (Tableau 8) et puis entre REF et MAX (Tableau 9) sont indiqués pour chaque paramètre et certaines variables de sortie. Le choix des variables de sortie a été fait en fonction de l'influence des paramètres sur chacune de ces variables. Il est donc possible d'évaluer l'influence d'un même paramètre sur plusieurs variables de sortie du modèle.

Tableau 8: Le critère de Nash, le PBIAIS et le coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (KGE) et ses composantes calculées entre les simulations MIN de chaque paramètre et la simulation de référence (REF) en fonction des variables de sortie du modèle.

Variable de sortie	Paramètre	Critères MIN					
		PBIAS	NSE	r	α	β	KGE
R_{town}	$W_{max,rd}^{surf}$	11,21	0,97	0,99	1,04	1,11	0,88
	$W_{max,rf}^{surf}$	6,20	0,99	1,00	1,01	1,06	0,94
	I_{rd}	0,82	1,00	1,00	1,00	1,01	0,99
	f_{con}	-24,82	0,92	1,00	0,73	0,75	0,64
R_{sew}	I_p	-98,95	-0,67	1,00	0,01	0,01	-0,40
	C_{rech}	1047,02	-465,21	0,78	20,51	11,47	-21,14
	I_{rd}	-1,43	1,00	1,00	0,99	0,99	0,98
$W_{gdn}^{gr,1}$	z_0	-0,97	0,98	1,00	1,07	0,99	0,92
$W_{rd}^{gr,10}$	f_{sand}	9,39	-0,96	0,98	1,17	1,09	0,80
	f_{clay}	-24,48	-11,79	0,99	0,99	0,76	0,75
	τ	-0,80	0,98	1,00	1,00	0,99	0,99

Tableau 9: Le critère de Nash, le PBIAIS et le coefficient d'efficacité de Kling-Gupta (KGE) et ses composantes calculées entre les simulations MAX de chaque paramètre et la simulation de référence (REF) en fonction des variables de sortie du modèle.

Variable de sortie	Paramètre	Critères MAX					
		PBIAS	NSE	r	α	β	KGE
R_{town}	$W_{max,rd}^{surf}$	-5,97	0,98	0,99	0,96	0,94	0,93
	$W_{max,rf}^{surf}$	-3,78	1,00	1,00	0,99	0,96	0,96
	I_{rd}	-5,89	0,99	1,00	0,98	0,94	0,94
	f_{con}	24,89	0,92	1,00	1,28	1,25	0,63
R_{sew}	I_p	600,04	-65,65	0,99	7,43	7,00	-7,79
	C_{rech}	-16,20	0,97	1,00	0,90	0,84	0,81
	I_{rd}	8,98	0,99	1,00	1,05	1,09	0,90
$W_{gdn}^{gr,1}$	z_0	0,42	1,00	1,00	0,97	1,00	0,97
$W_{rd}^{gr,10}$	f_{sand}	-8,99	-0,73	1,00	0,99	0,91	0,91
	f_{clay}	6,66	-0,01	0,97	0,87	1,07	0,85
	τ	0,66	0,99	1,00	0,99	1,01	0,98

Afin de déterminer si le modèle est sensible à un de ces paramètres, il faut comparer les résultats des critères de chaque variable de sortie et paramètre respectivement entre les deux tableaux ci-dessous. Nous avons estimé qu'une différence insignifiante de moins de 0,05 entre deux mêmes critères normalisés indique que le modèle n'est pas sensible au paramètre en question.

3.4.1.5.1. Sensibilité de la variable de sortie R_{town}

Les coefficients KGE pour les simulations MIN et MAX spécifiques à la capacité de rétention maximale du réservoir de surface de la voirie ($W_{max,rd}^{surf}$) et des toitures ($W_{max,rf}^{surf}$) montrent peu de différence pour la variable de sortie du débit total et du débit dû à l'infiltration d'eau du sol dans le réseau (Figure 59a et b). Il semble, que la surface des toits (17% de la surface totale) contribue peu au débit total et principalement pour de petits événements de pluie. Compte-tenu de la fraction plus importante de la voirie (28%) que des toitures, l'influence du paramètre $W_{max,rd}^{surf}$ est plus grande sur le débit total que celle de $W_{max,rf}^{surf}$.

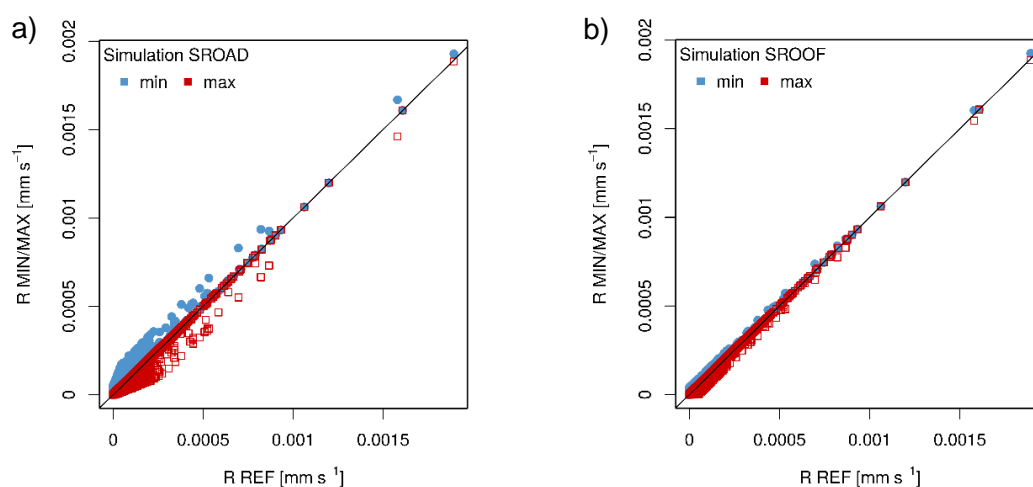


Figure 59 : Comparaison du ruissellement (R) total entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre a) $W_{max,rd}^{surf}$ et b) $W_{max,rf}^{surf}$.

En termes du débit total, le modèle ne montre pas de sensibilité plus élevée au paramètre décrivant le taux d'infiltration à travers la route (I_{rd}) qu'aux paramètres $W_{max,rd}^{surf}$ et $W_{max,rf}^{surf}$ (Tableau 8 et Tableau 9). Ce n'est cependant pas le cas lorsqu'on considère le débit dans le réseau dû à l'infiltration d'eau du sol. À mesure que le taux d'infiltration augmente, le débit total diminue, mais seulement pour de petites pluies

(Figure 60a). De plus, l'humidité du sol augmente à l'intérieur des couches du sol, augmentant ainsi l'infiltration d'eau du sol dans le réseau d'eau pluviale (Figure 60b).

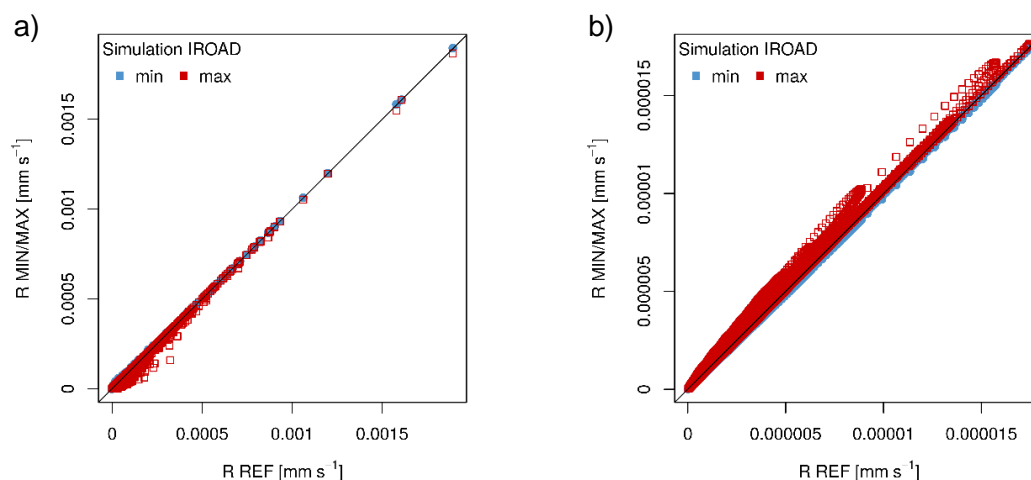


Figure 60 : Comparaison des résultats entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre I_{rda} pour a) le ruissellement (R) total dans le réseau et b) la part du ruissellement (R) suite à l'infiltration d'eau du sol dans le réseau.

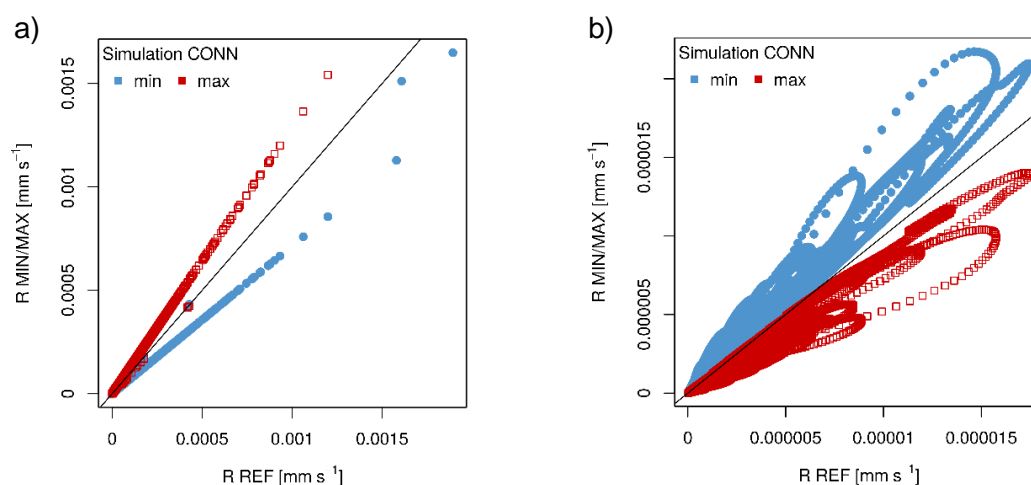


Figure 61: Comparaison des résultats entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre f_{con} pour a) le ruissellement (R) total dans le réseau et b) la part du ruissellement (R) suite à l'infiltration d'eau du sol dans le réseau.

Comme déjà constaté dans des études antérieures (Allard, 2015 ; Chancibault et al., 2015), le modèle est plus sensible à la fraction des surfaces imperméabilisées reliées au réseau d'assainissement (f_{con}). Le biais (β) et la variabilité relative (α) révèlent des valeurs différentes pour les simulations MIN (Tableau 8) et MAX (Tableau 9), mais elles conduisent toutes les deux à la même valeur du critère KGE. La variation du paramètre

f_{con} influence le débit total ainsi que le débit dû à l'infiltration d'eau du sol dans le réseau. Un faible taux de connexion entraîne une baisse du débit total, tandis qu'une plus grande valeur l'augmente (Figure 61). Le débit des surfaces non connectées au réseau d'eau pluviale alimente l'infiltration vers les surfaces naturelles. La quantité d'eau infiltrée dans le compartiment jardin change donc avec ce paramètre, influençant ainsi l'humidité du sol dans toutes les couches et tous les compartiments. Ces valeurs sont plus élevées lorsque la fraction des surfaces connectées est faible et, inversement, plus bas avec une fraction élevée. Ceci est également conforté par les résultats des effets principaux du plan factoriel (Figure 62).

3.4.1.5.2. Sensibilité de la variable de sortie R_{sew}

Les valeurs KGE calculées (Tableau 8 et Tableau 9) sont assez divergentes entre les simulations MIN et MAX pour les paramètres I_p et C_{rech} , ce qui implique que le modèle y est très sensible vis-à-vis du débit produit suite à l'infiltration d'eau du sol (Figure 63). De plus, les résultats du plan factoriel (Figure 62), basés sur les effets directs calculés sur le débit maximal en réseau d'assainissement dû à l'infiltration d'eau dans le sol, corroborent ces résultats.

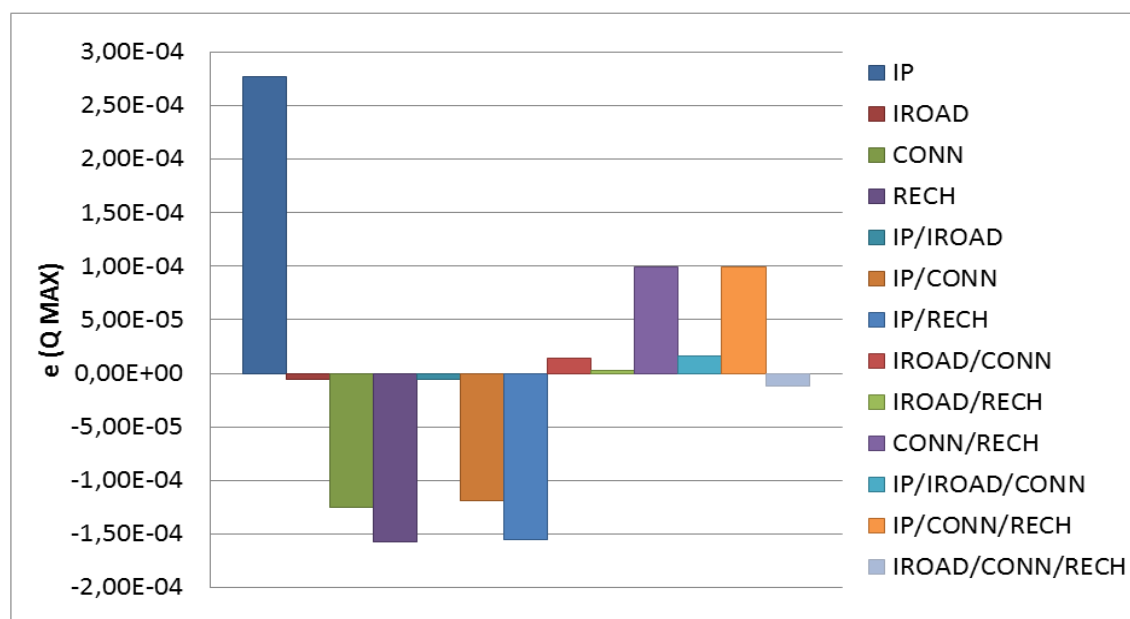


Figure 62 : Effets principaux, secondaires et tertiaires des paramètres issus de l'analyse de sensibilité

Quant au paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau d'assainissement (I_p), son augmentation conduit à des pics d'infiltration plus importants dans le réseau mais n'influence pas la période d'infiltration. De plus, l'effet calculé d'un I_p de + 2,9E-04 signifie

une augmentation de l'infiltration d'eau du sol dans le réseau lors du passage de son niveau bas (-1) à son niveau haut (+1) (Figure 62).

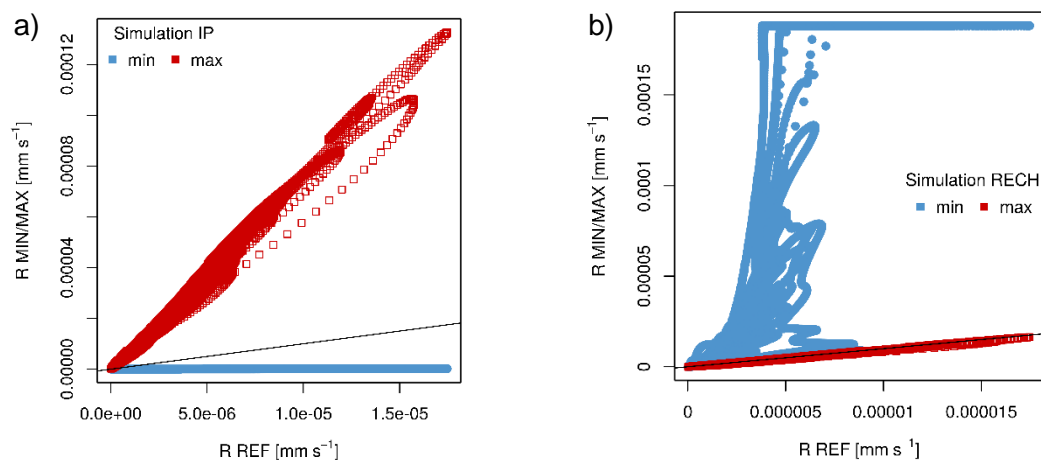


Figure 63 : Comparaison du ruissellement (R) dans le réseau dû à l'infiltration d'eau du sol entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre a) I_p et b) C_{rech} .

En ce qui concerne le coefficient de recharge (C_{rech}), l'effet négatif (Figure 62) indique que l'infiltration diminue avec une valeur de paramètre croissante. Comme le montre la Figure 63b, la limitation du drainage profond à une amplitude de 10% (MAX) ne génère pas de différence significative avec la simulation de référence en termes d'évaluation du débit dans le réseau dû à l'infiltration d'eau du sol. Le blocage complet du drainage profond (MIN) entraîne cependant une saturation des couches inférieures du sol, ce qui booste l'infiltration d'eau du sol dans le réseau.

3.4.1.5.3. Sensibilité de la variable de sortie $W_{gdn}^{gr,1}$

Considérant le débit total sur les surfaces artificielles, le modèle n'est pas sensible au paramètre de la rugosité dynamique de la ville (z_0). En revanche, on peut constater une influence sur les variations d'humidité dans la première couche du compartiment «jardin» (Figure 64). Cette couche est dédiée aux échanges en eau et énergie entre la surface et l'atmosphère, à travers le terme d'évaporation. Une valeur élevée de ce paramètre a pour résultat une teneur en eau plus faible dans la première couche du compartiment «jardin».

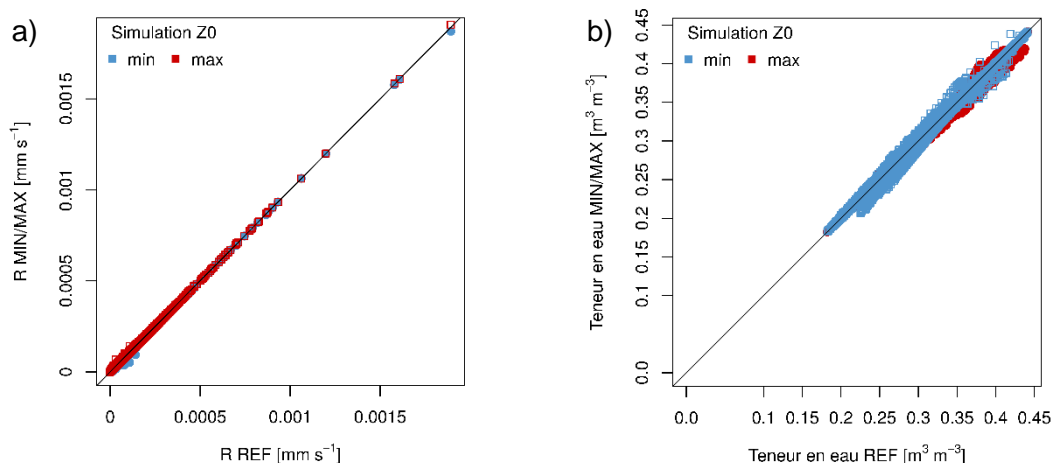


Figure 64 : Comparaison des résultats entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre z_0 pour a) le ruissellement total dans le réseau, b) la teneur en eau dans la première couche du compartiment jardin.

3.4.1.5.4. Sensibilité de la variable de sortie $W_{rd}^{gr,10}$

La texture du sol, définie en fonction de la fraction d'argile (f_{clay}) et la fraction de sable (f_{sand}), est un paramètre clé du modèle. Il y est très sensible du fait que la texture du sol intervient dans la résolution des échanges hydriques verticaux et latéraux, par le biais, entre autres, de paramètres tels que la conductivité hydraulique à saturation. La variation de ces deux paramètres influence ainsi les teneurs en eau du sol des trois compartiments (Figure 65). De même, ils influencent le processus de drainage de l'eau du sol par le réseau à travers la conductivité hydraulique.

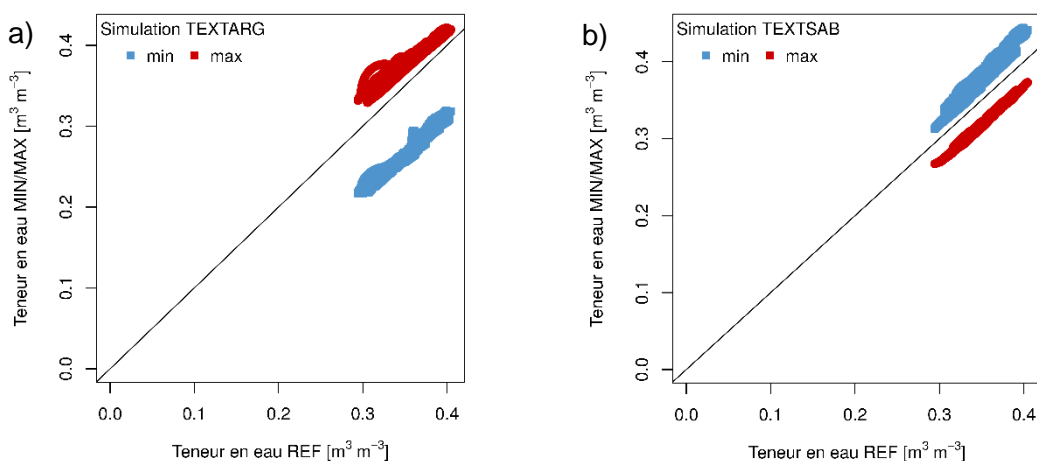


Figure 65 : Comparaison de la teneur en eau dans la 10eme couche du compartiment de la voirie entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre a) f_{clay} b) et f_{sand}

La constante de temps (τ) introduite lors de la modification des échanges hydriques latéraux n'a pas d'influence significative sur les teneurs en eau dans le sous-sol de trois compartiments (Figure 66, Tableau 8 et Tableau 9). Le modèle n'y est pas sensible et il semble que la conductivité hydraulique est dominante dans ce processus. Ainsi, l'hypothèse formulée, que les transferts latéraux seront d'autant plus lents que ce paramètre est important, n'est pas démontrée.

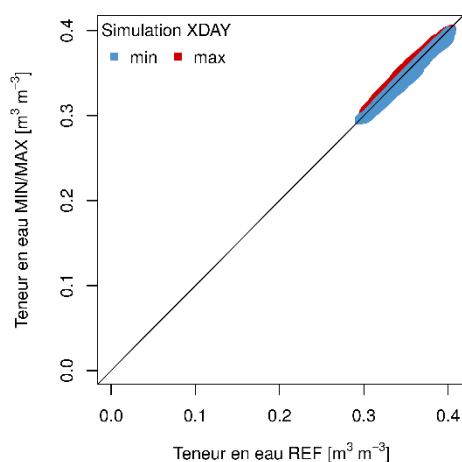


Figure 66 : Comparaison de la teneur en eau dans la 10ème couche du compartiment de la voirie entre la simulation de référence et les simulations MIN (bleu) et MAX (rouge) pour le paramètre τ .

3.4.1.5.5. Sensibilité aux interactions de quatre paramètres

L'état d'étanchéité du réseau (I_p), le taux d'infiltration à travers la voirie (I_{rd}), la fraction des surfaces imperméabilisées connectées au réseau (f_{con}), le coefficient de recharge en cas du drainage profond limité (C_{rech}) et la texture du sol (f_{sand} , f_{clay}) semblent influencer le ruissellement du réseau dû aux infiltrations d'eau du sol. Les résultats du plan factoriel, basés sur 4 de ces 6 paramètres, démontrent certains effets d'interactions entre eux. De cette manière, les interactions de premier ordre I_p / C_{rech} , I_p / f_{con} et f_{con} / C_{rech} et l'interaction de deuxième ordre $I_p / f_{con} / C_{rech}$ peuvent être mise en évidence comme les plus influentes (Figure 62). De plus, la Figure 67 montre effectivement la corrélation entre les trois paramètres (voir les deux lignes non parallèles les unes aux autres), alors que les corrélations entre les autres paramètres semblent moins significatives.

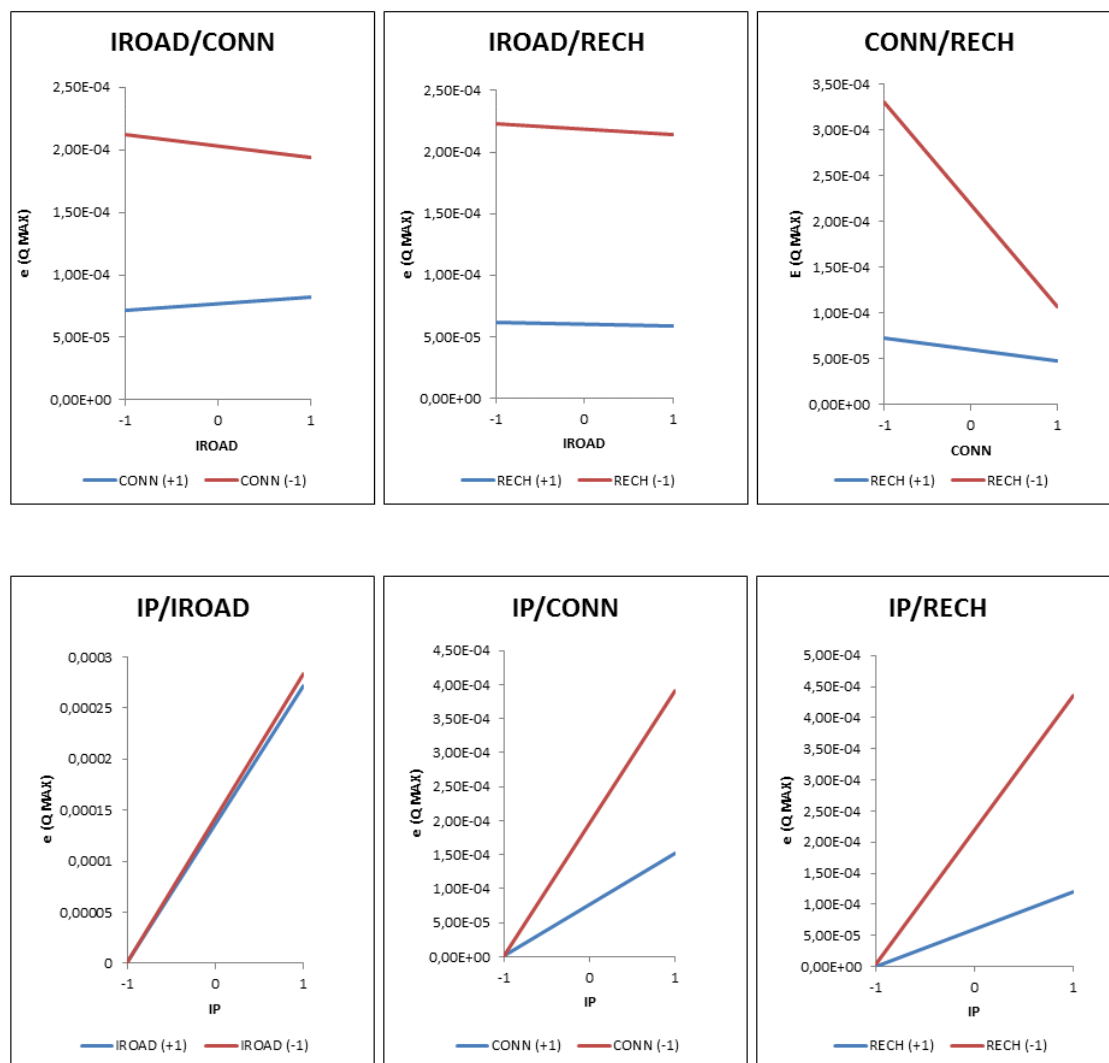


Figure 67 : Interactions en fonction du débit de pointe dans le réseau suite à l'infiltration d'eau du sol durant hiver 1994-1995 du deuxième ordre entre les différents paramètres.

En comparant la sensibilité du modèle parmi les 10 paramètres concernant le débit total dans le réseau, le débit dans le réseau dû à l'infiltration d'eau du sol et la teneur en eau dans le sol, on peut conclure que le modèle est moins sensible aux changements liés aux paramètres $W_{max,rd}^{surf}$, $W_{max,rf}^{surf}$, z_0 et τ . Ainsi, 6 paramètres ressortent du calage du modèle :

- ⇒ le paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau (I_p) ;
- ⇒ le taux d'infiltration à travers la voirie (I_{rd}) ;
- ⇒ la fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau (f_{con}) ;
- ⇒ la texture du sol exprimé en fraction de sable (f_{sand}) et d'argile (f_{clay}) ;
- ⇒ le coefficient de recharge en cas du drainage profond limité (C_{rech}).

3.4.2. Calage du modèle sur le bassin versant de Rezé

Le but du calage du modèle sur le bassin versant est d'adapter au mieux le modèle aux conditions locales afin de reproduire des données simulées proches des observations. Cela permet par la suite d'évaluer les améliorations faites lors de ce travail de thèse.

Sur la base des résultats de l'analyse de sensibilité, le modèle est donc calé sur les paramètres auxquels le modèle est le plus sensible. Notons que le calage consiste à ajuster ces paramètres de manière à ce que les variables simulées par le modèle se rapprochent autant que possible des observations correspondantes (Lorino, 2016). La procédure habituelle consiste à caler les paramètres du modèle, puis à valider ce modèle en utilisant un jeu d'observations indépendant (Figure 68).

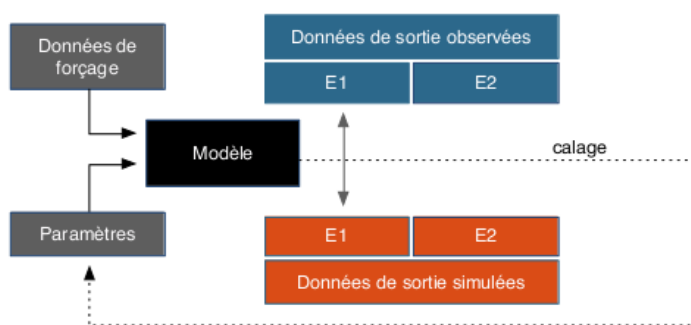


Figure 68 : Schéma du procédé de calage selon Lorino (2016)

3.4.2.1. Méthode de calage

Les premiers mois des simulations, aussi appelés période de chauffe, sont systématiquement exclus afin d'anticiper les problèmes liés à de l'initialisation des variables pronostiques du modèle. Le calage est appliqué transversalement, ce qui signifie qu'après avoir supprimé la période de chauffe des simulations, celles-ci sont divisées en deux périodes égales, et le modèle est calé et évalué de manière croisée sur les deux. Pour cela, le modèle est d'abord calé sur la première période puis évalué sur la seconde en suivant le même processus en inversant les périodes de calage et d'évaluation.

Dans notre cas, les 6 paramètres du modèle doivent tout d'abord être calés. Cependant, pour le bassin versant de Rezé, le paramètre f_{con} a été déterminé lors d'une étude exhaustive de terrain et est donc bien connu. De plus, malgré la sensibilité du modèle à la texture du sol, nous préférons renseigner les valeurs déterminées in-situ. Cela peut être critiquable du fait que la texture du sol est fortement hétérogène dans l'espace. Cet échantillon unique n'est donc pas représentatif de l'ensemble du bassin versant.

Cependant, la texture de sol déterminée sur place est un indicateur important pour les processus hydrogéologiques. Nous préférons donc nous appuyer sur cet indicateur. Par conséquent, ces paramètres sont négligés pour le calage, restent donc seuls trois paramètres à caler.

Ainsi, quatre valeurs différentes dans la plage prédéfinie de l'analyse de sensibilité sont testées pour chaque paramètre (Tableau 10). Le modèle est calé et évalué en fonction du débit total observé (Q_{town}), déterminé à partir de la variable de sortie du modèle: le ruissellement total dans le réseau (R_{town}). Cependant, comme la capacité de drainage de l'eau du sol par le réseau d'assainissement peut être importante en environnement urbain, la part du débit provenant de l'infiltration d'eau du sol (Q_{sew}) a été étudiée en détail. Par conséquent, le choix des valeurs de ces paramètres dépendent également des résultats de l'analyse de sensibilité par rapport à cette variable de sortie (R_{sew}).

Il a été démontré avec le plan factoriel que, l'infiltration d'eau du sol dans le réseau augmente quand la valeur I_p augmente, contrairement aux paramètres I_{rd} et C_{rech} . La plage de valeurs a donc été définie proche de la valeur maximale pour I_p et proche des valeurs minimales pour I_{rd} et C_{rech} . Bloquer totalement le drainage profond n'est pas une option, car en réalité l'eau du sol n'est pas seulement drainée par les réseaux d'assainissement, mais peut aussi trouver d'autres voies alternatives dans le sous-sol urbain (recharge des eaux souterraines, etc.).

Tableau 10 : Plage de valeurs pour chaque paramètre testé lors du calage

I_p [-]	0,09	0,3	0,6	1
I_{rd} [mm s ⁻¹]	10 ⁻⁸	10 ⁻⁷	10 ⁻⁶	10 ⁻⁵
C_{rech} [-]	0,99	0,98	0,65	0,95

3.4.2.2. Discussion des résultats du calage et évaluation hydrologique du modèle

Chacune des deux périodes, considérées lors du calage croisé correspond à deux années hydrologiques consécutives. Ainsi, la première période va de septembre 1993 à août 1995 et la deuxième de septembre 1995 à août 1997.

Les résultats du critère KGE indiquent une tendance claire et constante pour toutes les simulations, indépendamment de la période considérée (Figure 69) ou de la valeur du paramètre C_{rech} :

Comme le montre l'exemple (drainage profond limité à 2% avec un coefficient de recharge de 0.98), tous les critères KGE sont meilleurs pour la première période de 1993 à 1995 que pour la seconde (1995-1997) (Figure 69). Cette dégradation de KGE au cours de la deuxième période est principalement liée à la composante de biais du critère KGE (β) plus élevée. Il est probable que ceci est causé par la différence entre les propriétés hydrologiques des deux périodes de simulation. Pour la première période 1993-1995, une hauteur totale des précipitations d'environ 1 873 mm avec un hiver très humide en 1994-1995 peut être observée, alors que la deuxième période est beaucoup plus sèche avec seulement 1302 mm. Cette tendance a déjà été observée lors du couplage ISBA-TOPMODEL (Furusho et al., 2013). Le schéma de sol d'ISBA montre une dynamique lente de l'évolution de l'eau du sol, ce qui sous-estime la teneur en eau par temps humide et la surestime dans des conditions de temps sec. Dans notre cas, le modèle a été calé sur la première période de simulation avec un temps humide et évalué sur une période plus sèche. Ainsi, l'eau du sol et donc le débit total du réseau sont augmentés avec les paramètres C_{rech} et I_p , ce qui conduit à une surestimation.

La plus petite valeur de I_p permet d'obtenir un meilleur résultat de KGE que la valeur la plus grande lors de l'évaluation sur le débit total dans le réseau (Figure 69 : exemple simulations 1, 2, 3 et 4). Le paramètre I_{rd} n'exerce pas d'influence significative sur le débit total simulé, puisque le critère ne varie pas beaucoup entre ces différentes valeurs (Figure 69 : exemple simulations 3, 5, 9 et 13).

La corrélation (r) des chroniques de débit simulées et observées est satisfaisante, avec des valeurs d'environ 0,90 pour les deux périodes de simulation et toutes les configurations de simulation (Figure 69). Cependant, le modèle montre une tendance à surestimer le débit total observé (Figure 70), plus encore pour la deuxième période de simulation, qui se traduit par un plus grand biais (β) à travers toutes les simulations (Figure 69). Cet écart peut s'expliquer par le choix que nous avons fait d'utiliser la valeur réelle du paramètre f_{con} plutôt que de l'inclure dans les paramètres à caler. Il est en effet celui qui exerce la plus forte influence sur le débit total, puisqu'il conditionne directement le ruissellement surfacique des surfaces imperméabilisées. Lors du calage du modèle sur le débit total, il est donc préférable de tenir compte de ce paramètre, même s'il est a priori connu. Toutefois, cela reste à confirmer en appliquant le modèle sur d'autres bassins versants.

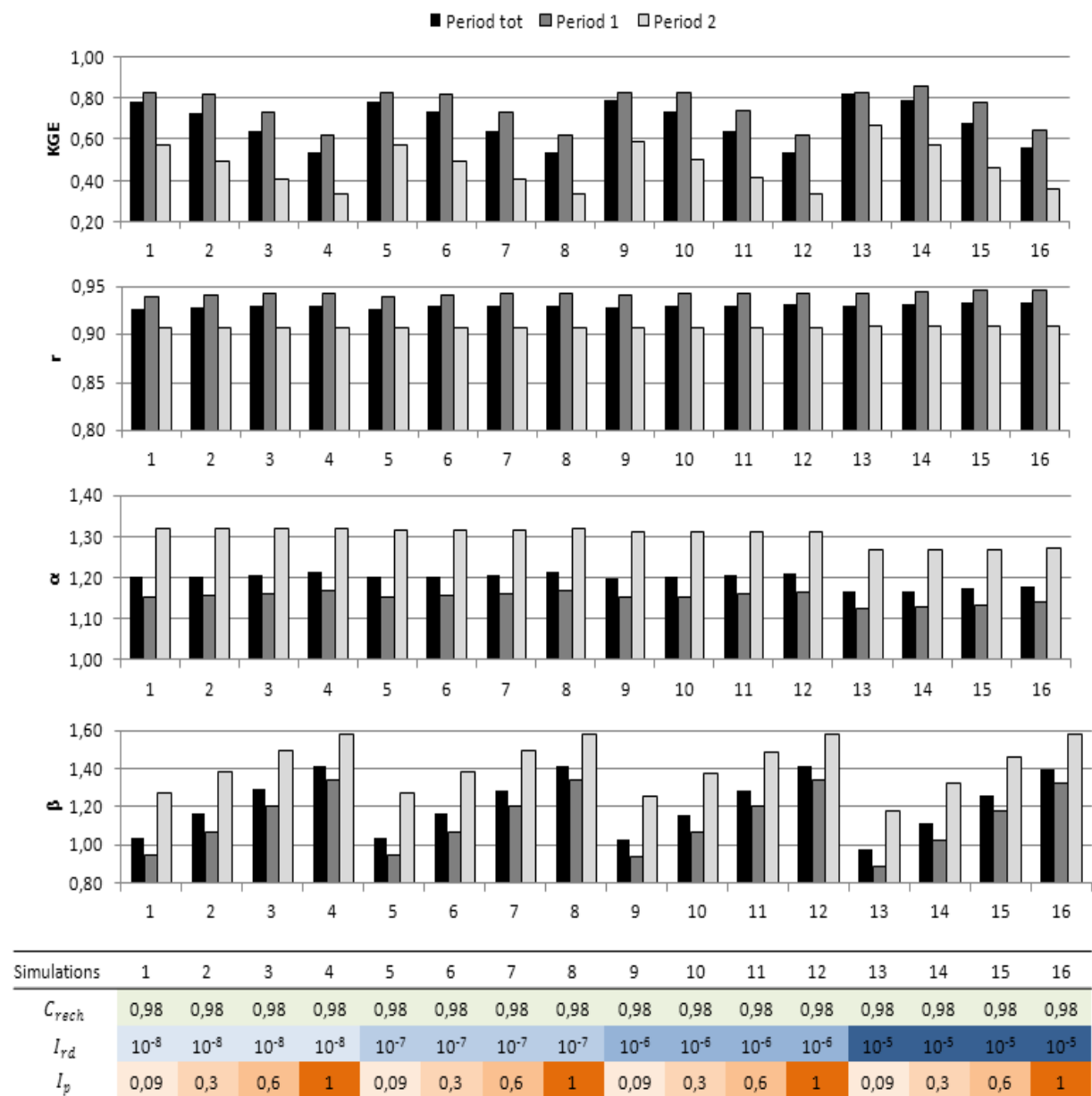


Figure 69: Exemple des critères calculés pour un coefficient de recharge fixé à 0.98 et les autres paramètres variant ; Le KGE (en haut), le coefficient de corrélation linéaire (r), la variabilité relative (α) et la représentation du biais (β) pour chaque simulation et pour la période totale (en noir), la première période (en gris foncé) et deuxième période (en gris clair).

En ce qui concerne le débit total dans le réseau, la simulation 13 semble de se démarquer pour les deux périodes. Ainsi, la meilleure combinaison de paramètres consisterait à fixer le paramètre I_p à 0,09 et I_{rd} à 10^{-5} (simulation 13), tandis que le paramètre C_{rech} peut varier. Pour cette simulation, les valeurs du KGE se situent entre 0,81 et 0,84 pour la première période et entre 0,66 et 0,68 pour la seconde.

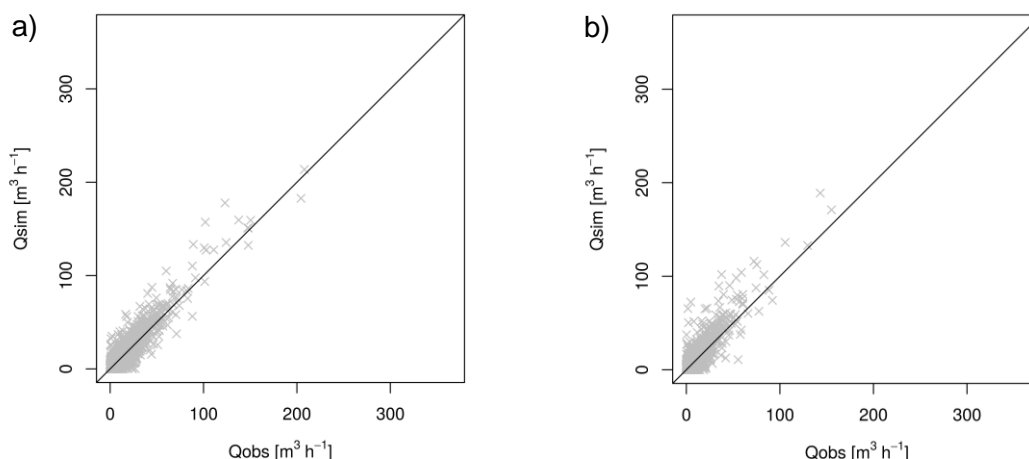


Figure 70: Comparaison du débit total simulé (simulation 13 avec un coefficient de recharge de 0,98) et observé pour a) la première période de simulation entre septembre 1993 et août 1995 et b) la deuxième période entre septembre 1995 et août 1997.

Nous pouvons donc examiner plus en détail la partie débit dans le réseau dû à l'infiltration d'eau du sol, car le paramètre C_{rech} influence significativement ce processus. Berthier (1999) a estimé le débit d'infiltration d'eau du sol à environ $0,008 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{m}^{-1}$ durant l'hiver 1994-1995. La prise en compte de la longueur totale du réseau de 1283 m dans le bassin versant de Rezé conduit à un débit lié à l'infiltration maximal d'environ $10,3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$. Le coefficient de recharge à 0,98 produit un pic de débit simulé de $4,8 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ pendant cette période (Figure 71a), ce qui est beaucoup moins que le débit de pointe observé. En regardant la simulation avec un coefficient de recharge (C_{rech}) de 0,99, le débit de pointe observé devient significativement surestimé à $27 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (Figure 71b). Dans le but d'évaluer le modèle aussi sur le débit du réseau dû à l'infiltration de l'eau du sol, le coefficient de recharge devrait être fixé entre 0,98 et 0,99.

Une autre option consisterait à se concentrer sur le paramètre I_p , puisque l'analyse de sensibilité a également révélé son influence sur le processus d'infiltration de l'eau du sol dans le réseau. Comme indiqué précédemment, augmenter la valeur de I_p est bénéfique pour l'infiltration dans le réseau. Par conséquent, la simulation 14 serait plus appropriée, car I_p a été fixé à 0,3. En effet, pour cette simulation dont le coefficient de recharge est de 0,98, le débit dans le réseau maximale dû à l'infiltration d'eau du sol pendant l'hiver 1994-95 est d'environ $10,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$, ce qui est proche du débit observé (Figure 72). Pour cette combinaison de paramètres ($I_p = 0,3$, $I_{rd} = 10^{-5}$, $C_{rech} = 0,98$), le critère KGE basé sur le débit total dans le réseau est légèrement meilleur, comme pour la simulation 13, avec une valeur de $\text{KGE} = 0,86$ pour la première période. Ce n'est cependant pas le cas pour la deuxième période, avec une valeur de KGE de 0,57.

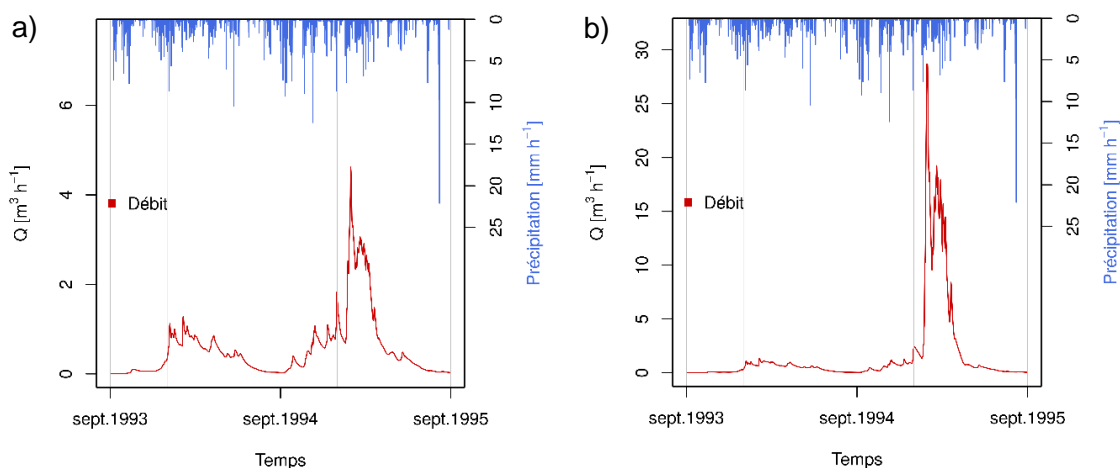


Figure 71: Débit simulé dans le réseau du à l'infiltration d'eau du sol pour la première période de simulation entre septembre e1993 et aout 1995 pour la simulation 13 ($I_p = 0.09$ et $I_{rd} = 10^{-5}$) et le coefficient de recharge à a) 0,98 et b) 0,99

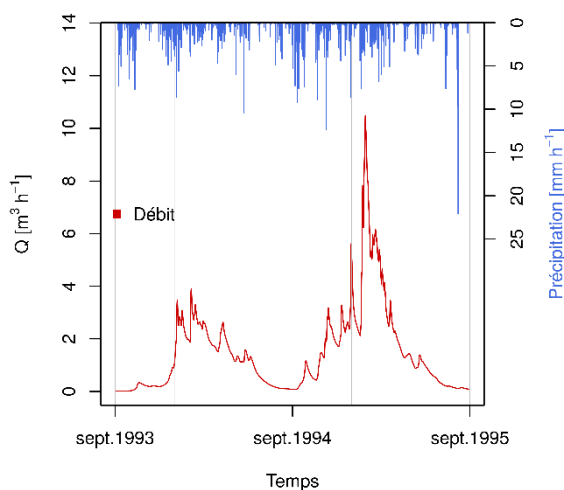


Figure 72: Débit simulé dans le réseau du à l'infiltration d'eau du sol pour la première période de simulation entre septembre e1993 et août 1995 pour la simulation 14 ($I_p = 0.3$ et $I_{rd} = 10^{-5}$) et le coefficient de recharge à 0,98.

3.4.2.3. Conclusion du calage et de l'évaluation hydrologique

En conclusion, deux simulations (13 et 14) peuvent être ressorties du calage et de l'évaluation du modèle. Dans le cas du débit total dans le réseau, la simulation 13 ressort du calage avec le paramètre I_p à 0,09 et I_{rd} à 10^{-5} , tandis que le paramètre C_{rech} peut varier. Pour cette combinaison de paramètres, les KGE sont compris entre 0,79 et 0,82 sur la période totale de simulation.

Cependant, l'évaluation du modèle du point de vue du débit dans le réseau dû à l'infiltration de l'eau du sol avec la simulation 13 n'est pas satisfaisante pour les valeurs de C_{rech} testées. Les simulations soit sous-estiment, soit surestiment le débit de pointe observé en hiver 1994/1995 par *Berthier (1999)*. Il serait donc nécessaire de tester une plage de valeurs plus fine du paramètre C_{rech} entre 0,98 et 0,99.

Par ailleurs, une valeur plus élevée pour le paramètre I_p serait également une option pour obtenir des meilleurs résultats par rapport à cette variable de sortie. La simulation 14 (I_p à 0,3 et I_{rd} à 10^{-5}) en combinaison du paramètre C_{rech} à 0,98 permet d'obtenir un débit maximal dû à l'infiltration d'eau du sol, qui est proche aux observations pendant l'hiver 1994-95 (Figure 72). Le critère KGE basé sur le débit total pour la période totale est de 0,79.

Malgré la meilleure performance du modèle concernant l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau avec la simulation 14, nous préférons nous baser sur la simulation 13 en combinaison avec un coefficient de recharge à 0,98 (Figure 73). En effet, le débit total dans le réseau joue un rôle plus important que le débit dû à l'infiltration de l'eau. Considérant le débit total dans le réseau, la simulation 13 est ainsi celle avec le meilleur KGE de 0,82 sur la période totale. Il est donc à noter que nous la retenons pour la suite de ce chapitre.

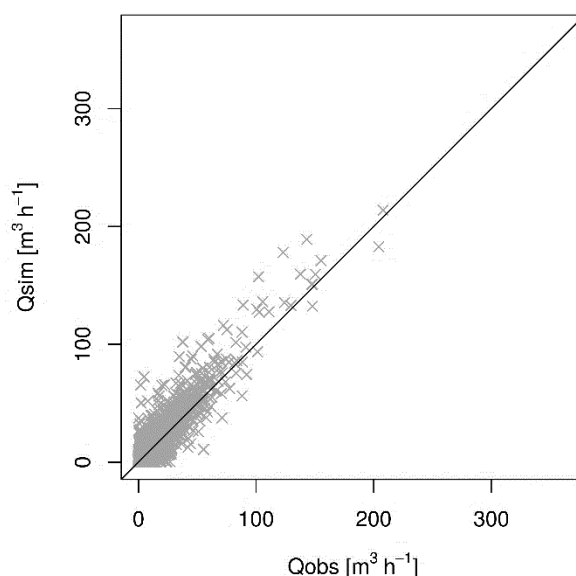


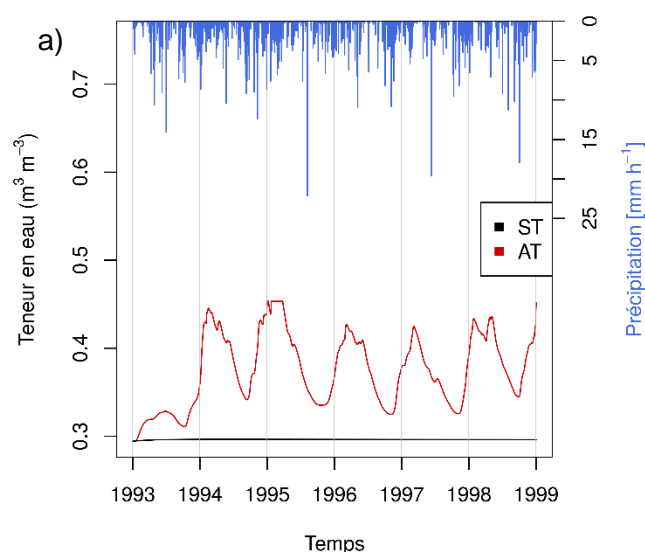
Figure 73 : Comparaison du débit total simulé et observé pour la période totale de simulation entre Septembre 1993 et aout 1997.

3.5. Evaluation des développements récents

A la suite du calage et d'évaluation hydrologique du modèle sur le bassin versant de Rezé, nous pouvons procéder à l'évaluation des modifications apportées lors de ce travail. D'abord il est envisagé de démontrer les améliorations en lien direct avec les développements point par point présentés au Chapitre 3.3. Par la suite la nouvelle version du modèle est comparée à une étude antérieure de *Chancibault et al. (2015)*.

3.5.1. Echange horizontal des teneurs en eau intra-maille (T_h)

Concernant les modifications d'échange latéral de l'eau du sol entre les trois compartiments, nous pouvons constater une amélioration par le fait que le modèle peut être appliqué à tout type de sol. Il a été également observé, que les teneurs en eau dans le compartiment jardin ont un effet important sur celles dans les compartiments « voirie » et « bâti » (Figure 74 a à c). En effet, la méthode appliquée contribue, dès le premier pas de temps, à amener les teneurs en eau proches de la moyenne pondérée des trois compartiments en fonction de leurs fractions surfaciques. De ce fait, les teneurs en eau sont fortement influencées par le compartiment « jardin », qui représente une fraction d'occupation du sol (49%) et une teneur en eau plus élevées que les autres compartiments. Comme démontré par l'analyse de sensibilité, la constante de temps introduit dans cette formulation n'a pas d'effet significatif sur ce processus. Elle est donc fixée à sa valeur de référence d'un jour.



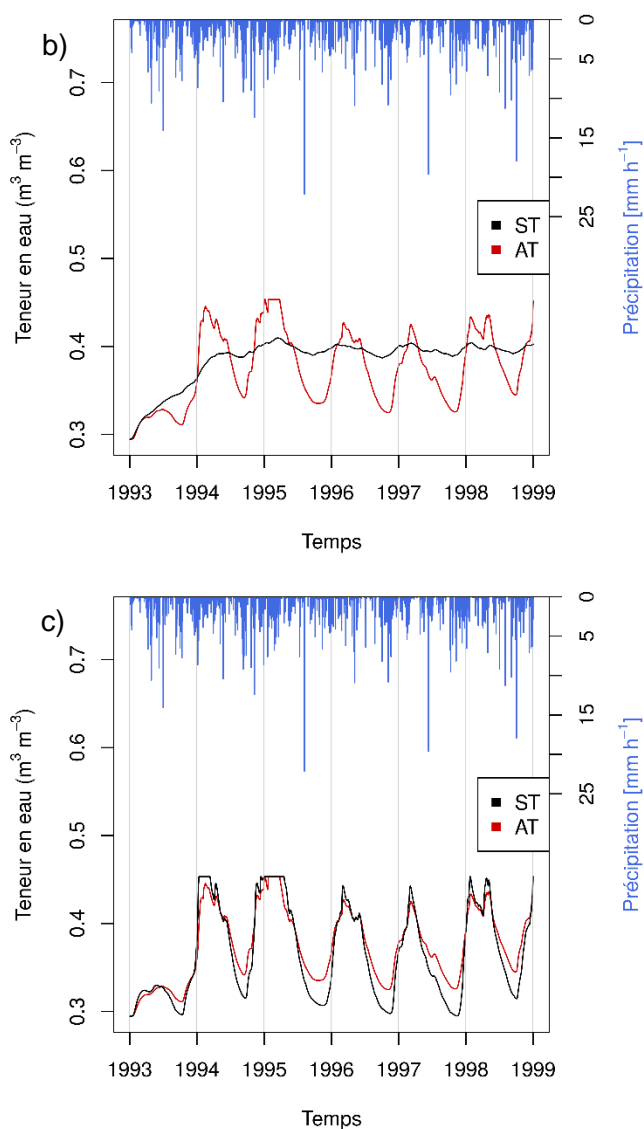


Figure 74: Comparaison des teneurs en eau dans la dernière couche du sol (n°12) sans transfert latéral (noir) et avec transfert latéral (rouge) dans les compartiments a) du bâti, b) de la voirie et c) du jardin sur la période de simulation totale entre 1993 et 1998.

3.5.2. Drainage de l'eau du sol par les réseaux d'assainissement (I_{sew})

La modification du taux d'infiltration a éliminé les instabilités numériques liées à ce processus. La Figure 75 montre le drainage de l'eau du sol par le réseau d'assainissement du bassin versant de Rezé avant et après modification de ce processus. Il est démontré, que l'introduction de la conductivité hydraulique réelle dans la formulation permet de s'affranchir d'une valeur seuil irréaliste (teneur en eau au point de flétrissement), avec une dynamique saisonnière bien représentée.

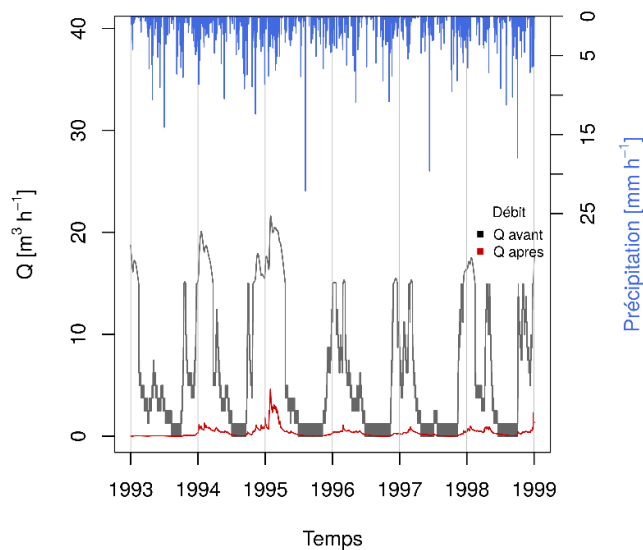


Figure 75: Débit dans le réseau du à l'infiltration de l'eau du sol avant (gris) et après (rouge) les modifications.

3.5.3. Drainage profond

L'option de limiter le drainage profond en fonction d'un coefficient de recharge permet d'humidifier les basses couches du sol dans les trois compartiments (Figure 76a et b). Cependant, les effets du coefficient de recharge sur les teneurs en eau en-dessous d'une valeur de 0,90 ne sont plus significatifs pour le drainage de l'eau du sol par le réseau. Cela est démontré par la Figure 76b, comme les écarts des teneurs en eau entre les simulations REF et MAX sont beaucoup moins importants que ceux des teneurs en eau entre les simulations REF et MIN (Figure 76a). En revanche, une valeur dépassant cette limite peut saturer périodiquement les basses couches jusqu'à la couche où se trouve le réseau. Cela est favorable à une augmentation du drainage de l'eau du sol par le réseau artificiel dans le cas d'un bassin versant urbain où un réseau naturel est inexistant.

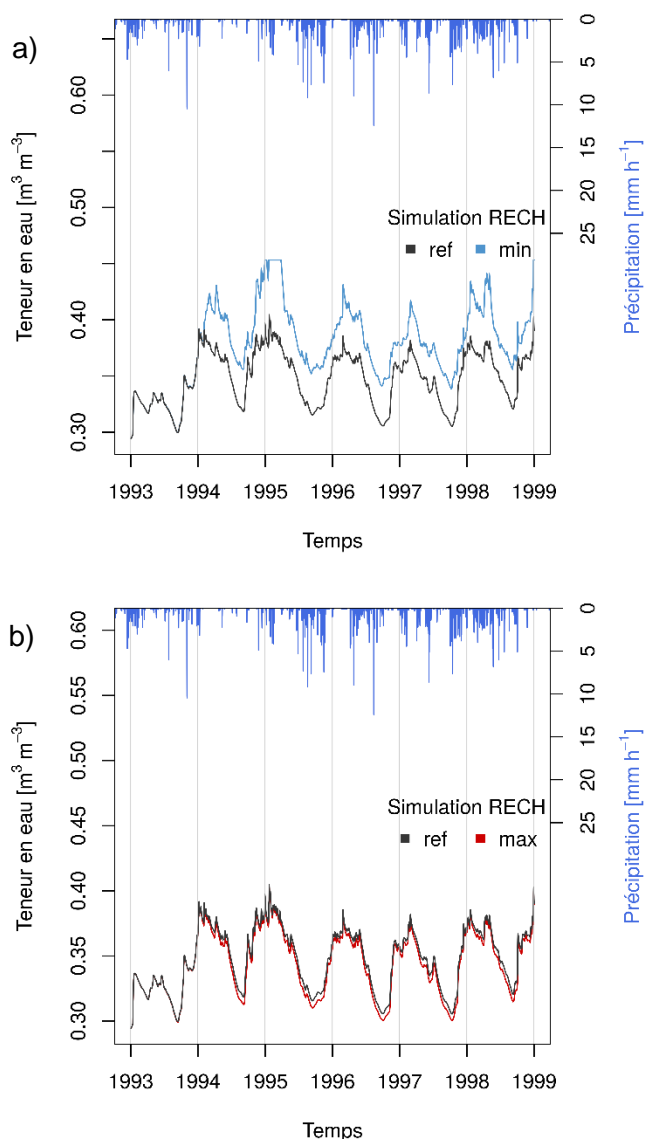


Figure 76: Teneur en eau simulée dans la 10^{ème} couche du compartiment de la voirie lors de l'analyse de sensibilité pour des valeurs minimale, maximale et de référence du coefficient de recharge.

3.5.4. Zone racinaire

Cette modification a été faite dans l'espoir de limiter le processus de l'évapotranspiration d'ISBA en environnement urbain. Cependant, comme le montre la comparaison du bilan hydrique sur la période totale entre 1993 et 1998 du modèle dans le cas de Rezé, la différence de 1,7% entre le taux d'évapotranspiration avant et après modification est minime (Tableau 11). Il semble, que le processus d'évapotranspiration dans le schéma de surface ISBA dépende plus du potentiel hydrique de sol et de la demande atmosphérique que de la fraction racinaire disponible par couche. Ainsi, cette modification ne permet pas

de traiter la problématique soulevée par *Furusho et al. (2013)* et n'est pas retenue pour la suite.

Tableau 11: Comparaison des termes d'évapotranspiration (ET) par type de surface et totale, avant et après modification de la profondeur de la zone racinaire

	ET roof	ET road	ET jardin	ET tot
Avant modification	3,6%	5,3%	45,1%	54,0%
Après modification	3,6%	5,3%	43,4%	52,3%

3.5.5. Confrontation de la nouvelle version du modèle à la version antérieure Chancibault et al. (2015)

Chancibault et al. (2015) ont présenté l'application du modèle TEB-Hydro sur le bassin versant de Rezé dans le cadre d'une analyse de sensibilité et d'un calage (Tableau 12). Les paramètres considérés pour l'analyse de sensibilité étaient la capacité maximale de rétention du réservoir de surface des voiries et des toits ; le paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau ; le taux d'infiltration à travers la voirie et la fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau. Ainsi, les valeurs retenues pour le calage sont indiquées dans le Tableau 12.

Tableau 12 : Comparaison des valeurs de paramètres issue du calage du modèle TEB-Hydro sur le bassin versant de Rezé par *Chancibault et al. (2015)* et du calage fait lors de ce travail.

	$W_{max,rd}^{surf}$ mm	$W_{max,rf}^{surf}$ mm	f_{con} -	I_{rd} m.s ⁻¹	I_p -	C_{rech} -	f_{sand} -	f_{clay} -	τ s
Calage <i>Chancibault et al. (2015)</i>	1,0	1,5	0,7	10 ⁻⁶	10 ⁻³	-	0,38	0,40	-
Calage <i>Stavropoulos-Laffaille et al. (2018)</i>	3,0	1,5	0,84	10 ⁻⁵	0,09	0,98	0,38	0,40	86400

La confrontation de la version récente du modèle à celle étudiée par *Chancibault et al. (2015)* permet d'évaluer si les modifications apportent une amélioration générale de la performance du modèle. Pour cela, après avoir calé le modèle sur le bassin versant de

Rezé, les critères statistiques de Nash-Sutcliffe et de pourcentage de biais ont été déterminés en se basant sur le débit total dans le réseau simulé et observé.

Tableau 13: Comparaison des critères de Nash-Sutcliffe et du pourcentage de biais calculés entre le débit total dans le réseau simulé et observé au bassin versant de Rezé pour chaque année et pour la période entre 1993 et 1997 selon Chancibault et al. (2015) et selon ce travail.

	Critère	1993	1994	1995	1996	1997	1993-1997
<i>Calage Chancibault et al. (2015)</i>	<i>NSE</i>	0,82	0,82	0,83	0,75	0,43	0,77
	<i>PBIAS</i>	-2,3%	6,55%	14,8%	-14,3%	-25%	-2,4%
	<i>r</i>	0,93	0,92	0,93	0,91	0,85	0,91
	α	1,11	1,09	1,09	1,20	1,39	1,15
	β	1,18	1,00	0,93	1,40	1,64	1,15
	<i>KGE</i>	0,77	0,88	0,87	0,55	0,24	0,77
<i>Calage Stavropulos-Laffaille et al. (2018)</i>	<i>NSE</i>	0,85	0,88	0,83	0,78	0,54	0,81
	<i>PBIAS</i>	8,01%	9,03%	12,65%	-16,90%	-30,84%	1,32
	<i>r</i>	0,94	0,95	0,93	0,93	0,89	0,93
	α	1,12	1,12	1,13	1,23	1,38	1,17
	β	0,92	0,91	0,87	1,17	1,31	0,99
	<i>KGE</i>	0,85	0,84	0,80	0,71	0,50	0,82

Les critères entre les deux versions du modèle (*Chancibault et al., 2015 vs. Stavropulos-Laffaille et al., 2018*) sont ensuite confrontés entre eux pour chaque année et pour la période de simulation entre 1993 et 1997 (Tableau 13). Une légère amélioration peut être observée généralement au niveau des valeurs de NSE et du KGE par année et sur la période 1993-1997. Cependant en comparant les valeurs de PBIAS, les résultats de la nouvelle version sont équivalents à la version testée par *Chancibault et al. (2015)*. Spécialement, la valeur de PBIAS pour l'année 1997 n'est pas satisfaisante, considérant une valeur limite de ce critère de +25% indiquée par *Moriasi et al. (2007)*.

En regardant le critère pour la période 1993-1997 le PBIAS est légèrement mieux que dans *Chancibault et al. (2015)*. Cependant, cette faible valeur de PBIAS est dû à l'annulation des critères par année. En revanche, contrairement aux résultats de *Chancibault et al. (2015)* une tendance du modèle à sous-estimer le débit observé pour les années les plus humides et inversement une tendance à la surestimation pour les années les plus sèches peut être soulignée. La comparaison du débit total simulé aux observations montre également un coefficient de détermination (R^2) en faveur de la nouvelle version du modèle (Figure 77).

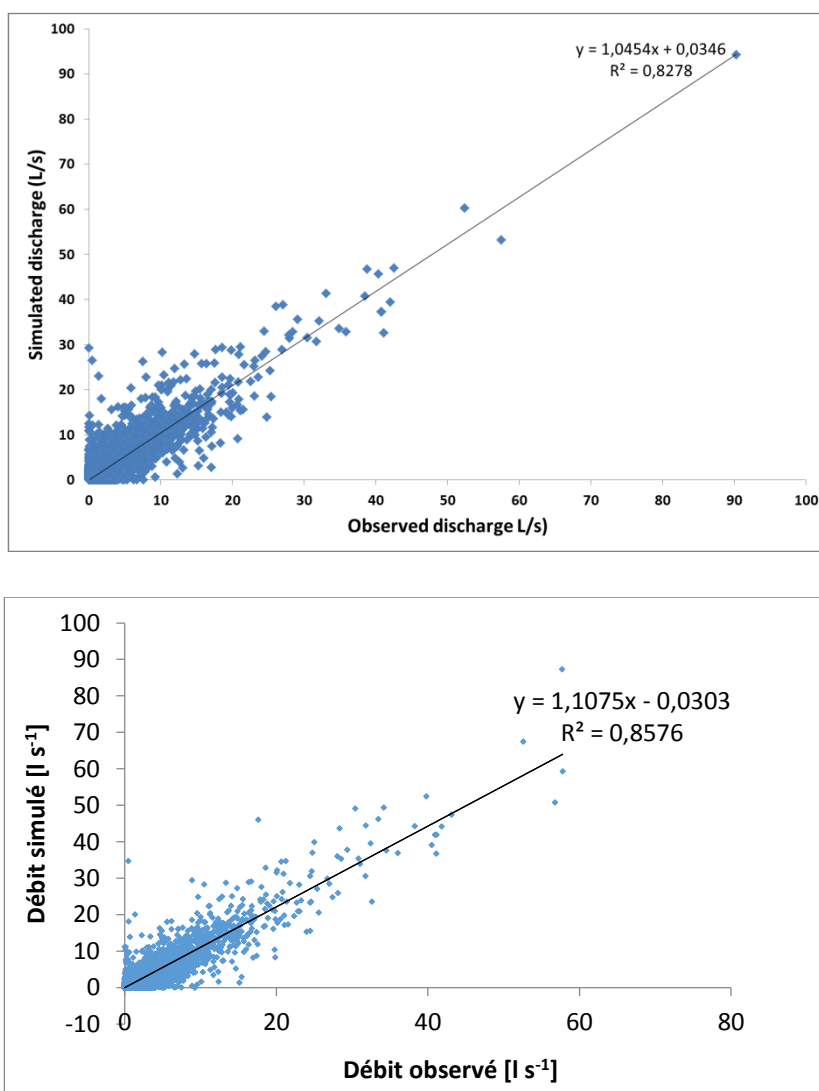


Figure 77: Comparaison du débit total dans le réseau simulé aux observations selon *Chancibault et al. (2015)* (en haut) et selon ce travail de thèse après modification de la composante hydrologique (en bas)

3.6. Conclusion

En conclusion, les processus hydrologiques du sous-sol urbain ont été retravaillés afin de remédier aux problématiques évoquées lors des études antérieures (*Chancibault et al., 2014 ; Allard, 2015 ; Chancibault et al., 2015*). Les modifications apportées aux différents transferts hydriques du sol et de la limitation du drainage profond ont ainsi amélioré la représentation du phénomène d'infiltration d'eau du sol dans le réseau en environnement urbain. Elles ont également permis d'appliquer le modèle sous toutes propriétés du sol et de rendre le modèle plus stable sur le plan numérique. De plus, la confrontation du modèle à sa version antérieure de *Chancibault et al. (2015)* montre une légère amélioration de sa performance générale. Cependant, l'objectif de diminuer l'évapotranspiration sur une échelle annuelle n'a pas pu être satisfaite en se limitant la profondeur racinaire des végétaux.

L'analyse de sensibilité a été appliquée avec l'objectif de mieux appréhender l'influence des différents paramètres sur les processus hydrologiques dans le sous-sol urbain et de donner des indications par rapport à un futur usage du modèle. Elle a également permis d'identifier les paramètres auxquels le modèle est sensible et ainsi nécessite un calage. 6 paramètres ont été identifiés : i) le paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau ; ii) le taux d'infiltration à travers la voirie ; iii) la fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau ; iv) la texture du sol exprimée en fraction de sable et d'argile et v) le coefficient de recharge en cas de drainage profond limité.

Toutefois, le modèle a été calé uniquement sur 3 paramètres. Ce choix a été fait en lien avec la connaissance de la fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau et de la texture du sol. Le calage et l'évaluation se sont basés sur le débit total observé en réseau d'assainissement et sur la partie prévenant de l'infiltration d'eau du sol. Nous avons pu constater une tendance du modèle à surestimer cette variable de sortie, indépendamment de la période de simulation et de la configuration. Nous avons émis l'hypothèse que le paramètre f_{con} est à l'origine de cette surestimation et qu'ainsi il devrait constituer un élément à caler, même en cas d'une valeur réelle connue. Toutefois, cela reste à confirmer. De plus, le modèle semble mieux fonctionner dans des conditions humides, souligné par les meilleurs résultats de KGE pour la première période de simulation. Cela est cohérent avec les études antérieures avec ISBA.

En se basant sur les résultats de ce chapitre, nous pouvons formuler l'hypothèse qu'une représentation améliorée du sous-sol urbain et de son schéma hydrologique permet également d'influencer positivement le bilan énergétique par les biais du couplage eau-

énergie. Ainsi, au chapitre suivant, sont étudiés, parallèlement aux processus hydrologiques, les processus énergétiques tels que les flux de chaleur latente et sensible.

Chapitre 4. Evaluation du modèle dans un contexte hydrologique et énergétique

4.1. Introduction

Dans ce chapitre nous allons procéder à une évaluation hydrologique comme dans le cas du bassin versant de Rezé (Chapitre 3). Suite aux résultats sur le bassin versant de Rezé, la question de l'influence de la modification du bilan en eau du modèle sur le bilan énergétique s'est posée. Pour cela il est donc nécessaire de considérer le couplage eau-énergie par le biais de l'évapotranspiration. Nous allons donc également procéder à une évaluation énergétique partielle du modèle et discuter l'influence d'un calage hydrologique sur les flux de chaleur latente et sensible simulés par le modèle. La particularité de ce chapitre consiste ainsi à évaluer parallèlement aux flux hydriques classiques (débit et transfert d'eau dans le sol), les flux d'évapotranspiration.

Dans cet objectif, le modèle est appliqué et évalué sur le bassin versant urbain de Pin Sec sur la période comprise entre janvier 2010 et décembre 2012. Cette période correspond à la disponibilité des données d'observation des flux de chaleur latente (équivalent à l'évapotranspiration) et sensible (Chapitre 2).

Ce chapitre est divisé en 4 grandes parties :

Dans la première partie, le bassin versant du Pin Sec est présenté ainsi que les données utilisées et la configuration des simulations. Dans la deuxième partie, le modèle est calé sur le bassin versant du Pin Sec et les résultats seront discutés, afin d'identifier la simulation de référence sur laquelle nous allons nous baser pour les étapes d'évaluation.

Dans la troisième partie de ce chapitre, nous procédons à une évaluation hydrologique classique, comme dans le cas du bassin versant de Rezé (Chapitre 3). Elle se base sur la comparaison entre données simulées et observées du débit total dans le réseau d'assainissement, du débit d'infiltration de l'eau du sol dans le réseau, mais également sur l'évolution de l'humidité du sol.

Parallèlement aux flux hydriques, il est envisagé d'étudier les flux énergétiques, tels que les flux de chaleur latente et sensible. Dans ce cadre, le couplage eau-énergie par le biais de l'évapotranspiration est au cœur de l'analyse en s'appropriant deux approches différentes : avec ou sans considération des « footprint ». Pour cela, trois méthodes de sélection des footprint ont été testées. D'une part, les résultats de TEB-Hydro sont comparés au modèle TEB-Veg. D'autre part, plusieurs configurations du modèle TEB-Hydro, représentant différemment la végétation et la morphologie urbaine, sont appliquées. Enfin une analyse portera sur les bilans en eau et en énergie.

4.2. Configuration du modèle – Etude de cas du bassin versant du Pin Sec

Dans ce chapitre, nous nous basons sur le petit bassin versant urbain du Pin Sec, présenté au chapitre 2 (Figure 78). De nombreuses études antérieures ont été menées sur ce bassin dans des contextes différents, dont *Musy et al. (2015)* pour une modélisation microclimatique ; *Lamprea (2009)* et *Percot (2012)* pour une analyse de la pollution de l'eau ; *Le Delliou et al. (2009)* et *Rodriguez et al. (2018)* pour une analyse des interactions entre les réseaux d'assainissement et les eaux souterraines et *Jankowsky (2012)* pour le bilan hydrologique. De plus, ce bassin fait partie de l'ONEVU et dispose d'une instrumentation complète des flux d'eau et d'énergie sur le long terme. C'est pourquoi il est adapté à une évaluation hydro-énergétique du modèle TEB-Hydro.

Une analyse poussée et progressive de la délimitation et des propriétés physiographiques du bassin versant pour notre étude a été nécessaire pour parvenir à une délimitation cohérente du bassin versant et à une bonne compréhension de son fonctionnement hydrologique. Nous nous basons sur différentes données spatiales d'entrée nécessaires pour la modélisation avec TEB-Hydro (Chapitre 2). Par la suite, deux délimitations différentes du bassin versant avec ces caractéristiques sont présentées : elles considèrent d'une part le bassin versant traditionnel en une entité entière, et d'autre part le bassin versant divisé en deux parties homogènes (habitat résidentiel ou collectif) afin de mieux représenter l'hétérogénéité de la zone. Cette dernière pourrait ainsi être bénéfique quant

à la considération des flux de chaleur et sera uniquement traitée lors de l'évaluation hydro-énergétique du modèle dans la section 4.5.2.

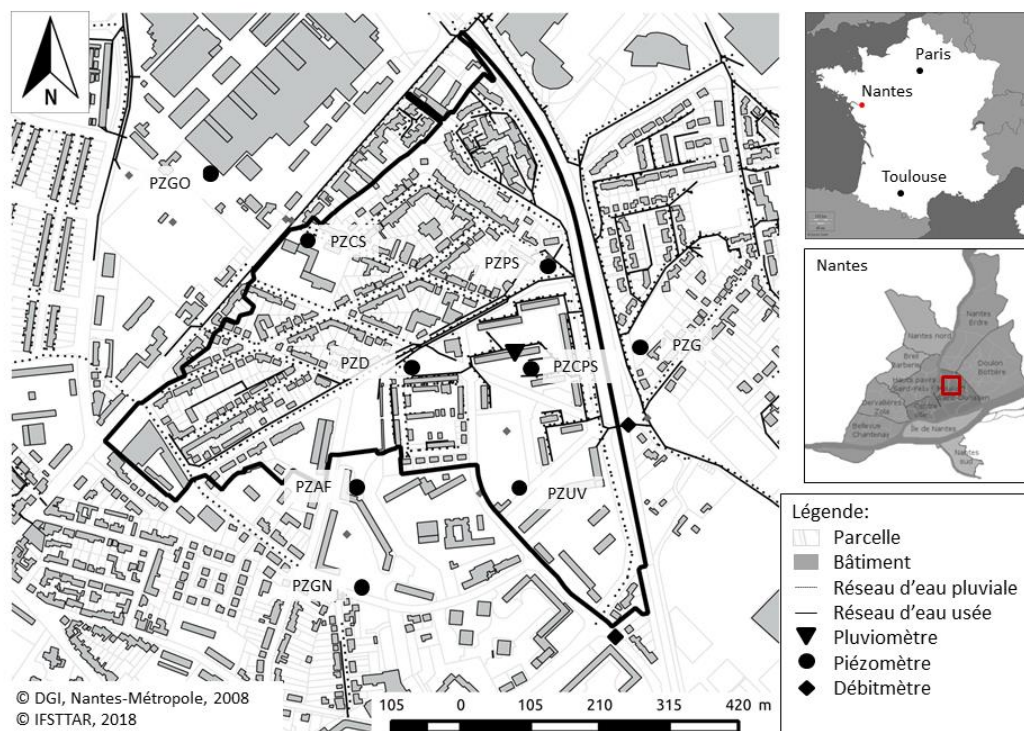


Figure 78: Représentation du petit bassin versant urbain du Pin Sec avec la localisation des points de mesure (Stavropoulos-Laffaille et al., 2018).

4.2.1. Préparation des données spatiales relatives à la modélisation

Les différentes données spatiales, présentées au chapitre 2, sont traitées par un outil SIG (OrbisGIS, open source software, accessible sous <http://orbisgis.org/>) afin de déterminer les données physiographiques d'entrée du modèle TEB-Hydro.

Ce traitement est effectué par deux approches différentes. Nous allons nous concentrer sur le bassin versant en entité entière, tel qu'il est considéré par *Rodriguez et al. (2010)*. Toutefois, le bassin est caractérisé par une occupation du sol en deux zones distinctes : la partie nord est essentiellement constituée des maisons individuelles avec des jardins privés tandis que la partie sud se caractérise plus par des logements collectifs et des parcs publics. Il est probable que les comportements hydro-microclimatiques de ces deux zones soient différents (effets d'ombrage et aérodynamiques, etc.). C'est ainsi la raison pour laquelle nous avons également considéré une division du bassin versant, afin de pouvoir évaluer l'influence de l'hétérogénéité sur les flux d'eau et d'énergie.

4.2.1.1. Délimitation du bassin versant de Pin Sec pour la modélisation – entité entière

Afin de préparer les données du bassin versant de Pin Sec à la modélisation avec TEB-Hydro, nous avons choisi de nous baser sur la délimitation automatisée entreprise pour le modèle URBS (Rodriguez et al., 2008), en étant conscients qu'elle présente certaines limites. Ainsi, la délimitation de ce travail englobe la plupart des parcelles identifiées pour la modélisation URBS, mais également une partie de la zone résidentielle au nord-ouest (Figure 79). Ce choix est fondé sur le fait que les voiries, le terrain et le réseau EU ont une pente vers le sud et donc vers l'intérieur du bassin. La zone au sud a été enlevée, puisqu'il semble que cette zone soit drainée par le réseau unitaire qui s'écoule en dehors du bassin versant. La surface du bassin est ainsi de 31,29 ha.

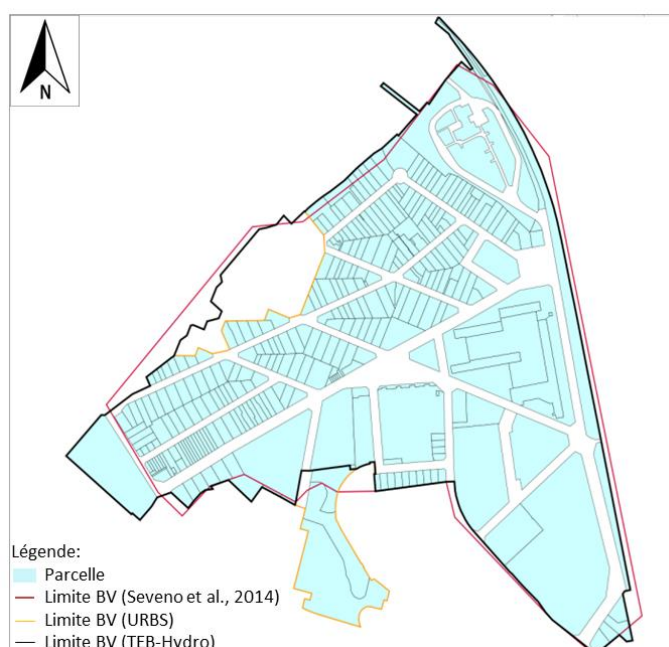


Figure 79: Délimitations du bassin versant Pin Sec selon les parcelles (orange) pour la modélisation avec URBS (Rodriguez et al., 2010), en rouge la délimitation grossière selon plusieurs publications (Le Delliou et al., 2009 ; Ruban et al., 2010 ; Jankowsky 2012, Seveno et al., 2014), en noir la délimitation pour la modélisation avec TEB-Hydro. En bleu clair les parcelles comprises dans le bassin versant tel que délimité par la méthode de prétraitement d'URBS.

L'occupation du sol du bassin est constituée de bâtiments, de la voirie et des surfaces naturelles, partagées entre le sol nu, la végétation basse et la végétation haute. L'occupation du sol dans la base de données FluxSAP a été retravaillée de façon cohérente afin d'éliminer les multiples recouvrements entre différents types d'occupation. Ainsi, elle a été choisie pour déterminer les surfaces construites des bâtiments et de la voirie.

4.2.1.1.1. Bâtiments

La couche spatiale contenant l'information des bâtiments a été recoupée avec la délimitation du bassin versant de Pin Sec afin de déterminer l'emprise au sol, la hauteur moyenne et le coefficient de compacité moyen des bâtiments (Figure 80b). La hauteur moyenne a été calculée selon l'Equation 1 :

$$H_{moy\ bat} = \frac{\sum(h_{bat\ i} * S_{bat\ sol\ i})}{\sum S_{bat\ sol\ i}} \quad \text{Équation 4.1}$$

Les bâtiments occupent 18,80% de la surface totale du bassin versant et leur hauteur moyenne est de 9,3 m.

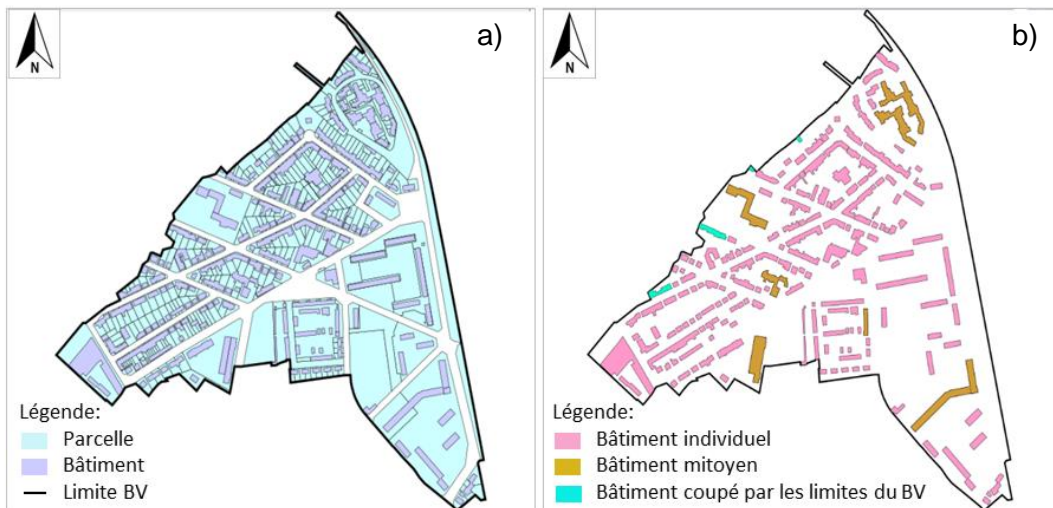


Figure 80: a) Découpage des bâtiments en violet avec la délimitation du bassin versant, b) Séparation des bâtiments mitoyens (en orange), des bâtiments isolés (en rose) et des bâtiments coupés par les limites du bv PIN SEC (en turquoise) dans le but de calculer la surface murale des bâtiments.

La longueur de rugosité aérodynamique au-dessus de la ville est définie selon la similitude de Monin-Obukhov (Aubinet et al., 2012). Pour ce paramètre des valeurs expérimentales en zone péri-urbaine et urbaine se situent entre 0,5 et 1 m. En général, la longueur de rugosité peut être mise en relation avec la hauteur des irrégularités. Dans le cas des zones urbaines, elle est estimée au dixième de la hauteur moyenne de bâtiments $H_{moy\ bat}/10$ et est donc dans le cas de Pin Sec de 0,93 m (Aubinet et al., 2012).

Le coefficient de compacité moyen ($C_{comp,moy}$) des bâtiments est calculé d'après l'équation 4.2. Ce coefficient (C_{comp}) décrit le rapport entre la surface d'enveloppe d'un bâtiment ($S_{env,bati}$) à son volume (V_{bati}). La moyenne sur le bassin versant est donc la

moyenne des coefficients des bâtiments sur le bassin pondéré par la surface de bâtiments au sol ($S_{sol,bati}$).

$$C_{comp,moy} = \frac{\sum(\frac{S_{env,bati}}{V_{bati}} * S_{sol,bati})}{\sum S_{sol,bati}} \quad \text{Équation 4.2}$$

Pour cela, il est nécessaire d'identifier les bâtiments mitoyens et ceux qui sont découpés par les limites du bassin versant afin d'éviter les doublons (Figure 80b). Le coefficient de compacité moyen des bâtiments est de 0,45.

4.2.1.1.2. Voirie :

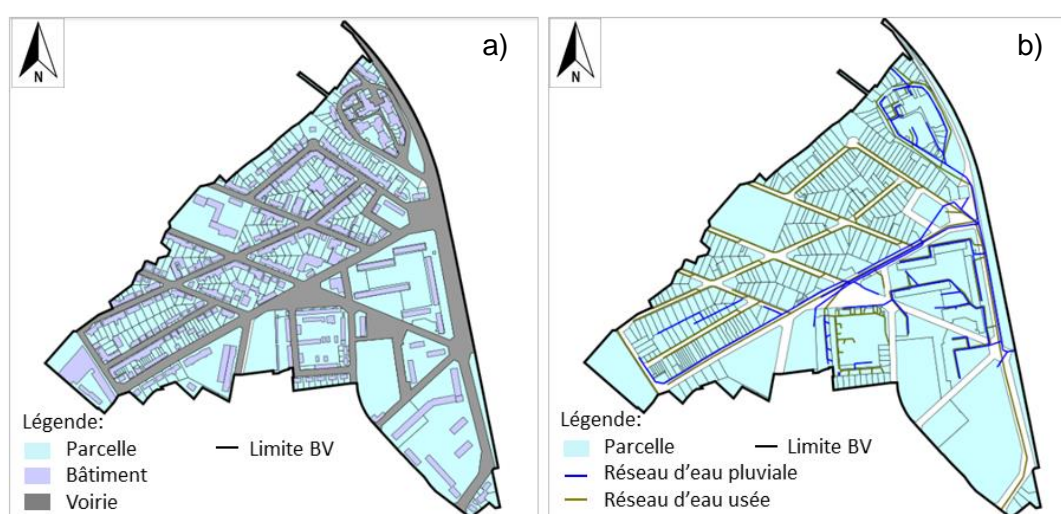


Figure 81: a) Détermination de la surface imperméable (voirie et parking) du Pin Sec. En gris, la voirie (FluxSAP) sans prendre en compte les parkings existants b) Réseau d'assainissement dans les limites du bassin versant, en bleu le réseau EP et en marron le réseau EU.

La surface de la voirie (Figure 81a) occupe 24,9% de la surface totale. Dans cette estimation, il manque encore les surfaces de parking qui sont estimées à environ 7,5%. La surface totale de la voirie est donc estimée à 32,4% de la surface totale du bassin versant.

4.2.1.1.3. Végétation :

Pour la surface naturelle, deux bases de données, constituées lors des projets FluxSAP (Furusho, 2012) et VegDuD (Musy et al., 2012), ont été considérées (Figure 82). L'ensemble des surfaces végétalisées regroupant les végétations haute et basse est déterminé à 30,6% pour la base de données FluxSAP et de 25% pour la base de données VegDUD de la surface totale du bassin versant. L'estimation de la végétation haute se

base en partie sur le cadastre d'arbres du service des espaces verts de Nantes (SEVE) et sur l'orthophoto¹⁴. La végétation haute a été estimée de 40% de la surface végétalisée, ainsi 60% représente la végétation basse de la surface naturelle. Concernant la fraction des surfaces de sol nu, l'occupation du sol nu est de 18,2% d'après la base de données FluxSAP, contrairement au 1,5% dans la base de données VegDuD.

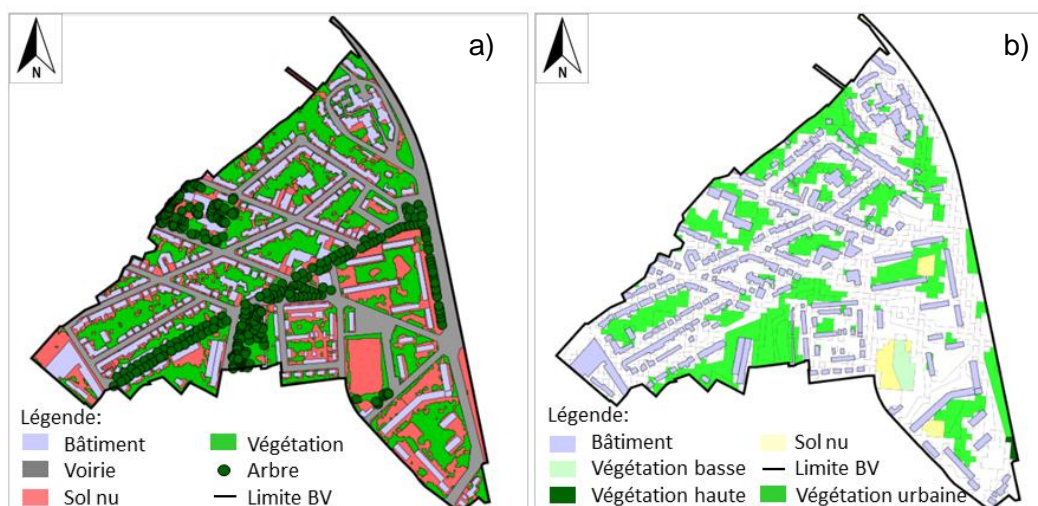


Figure 82: Occupation de la végétation haute et basse et du sol nu au sein du bassin versant: a) Base de données FluxSAP (végétation haute et basse en vert clair, le cadastre des arbres en vert foncé, le sol nu en rose); b) Base de données VegDUD: (végétation basse en vert clair, végétation urbaine en vert foncé, végétation haute en vert très foncé et sol nu en jaune clair)

En raison de son exhaustivité nous nous basons sur la base de données FluxSAP. Ainsi, la surface naturelle se compose du sol nu à 37,3%, de la végétation basse à 37,6% et de la végétation haute à 25,1%.

4.2.1.1.4. Réseaux d'assainissement :

La longueur du réseau d'eau pluviale (EP) est de 3911 m (~4km) et celle du réseau d'eau usée (EU) de 6973 m (~7km) (Figure 81b). La synthèse des caractéristiques du bassin versant est présentée dans la section 4.2.3 au Tableau 16.

¹⁴ L'orthophoto est une image aérienne de la surface terrestre qui a été redressée et mise à l'échelle géométriquement et radiométriquement. (<https://www.larousse.fr>, consulté en juin 2018).

4.2.1.2. Délimitation du bassin versant de Pin Sec pour la modélisation – entité divisée

Le bassin versant de Pin Sec a été ensuite divisé en deux afin de pouvoir apprécier l'influence de l'hétérogénéité de l'occupation du sol sur les flux de chaleur. Ainsi nous distinguons la zone « nord » composée des maisons individuelles et la zone « sud » composée des logements collectifs avec une hauteur de bâtiments plus importante (Figure 83). Les différentes propriétés morphologiques et physiographiques de ces deux zones ont été déterminées comme dans le cas du bassin versant en une entité entière. Une synthèse des caractéristiques des deux parties du bassin versant est présentée dans la section 4.2.4 au Tableau 5.

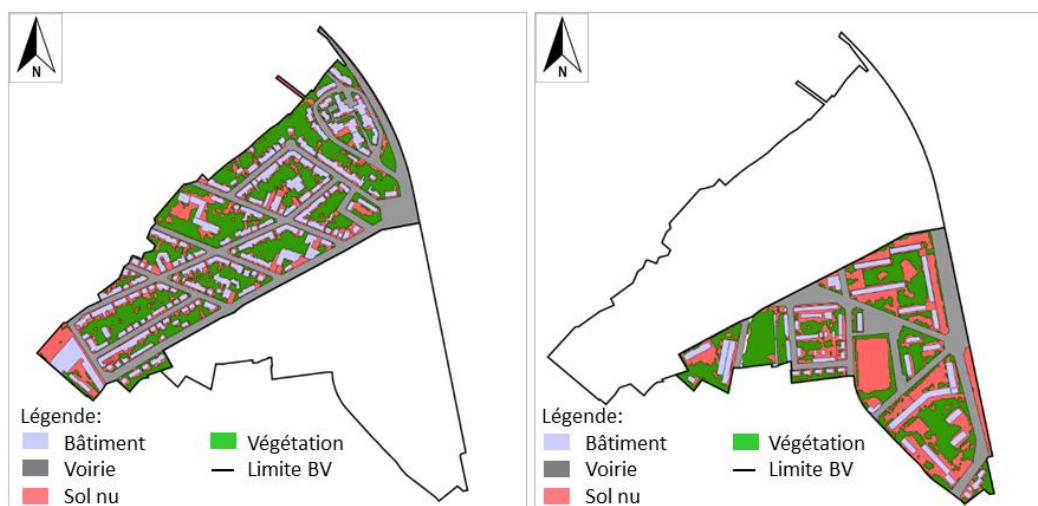


Figure 83: Division du bassin versant de Pin Sec en zone "nord" (à gauche) et en zone "sud" (à droite) ; avec les bâtiments (violet), la voirie (gris), le sol nu (rose) et la végétation haute et basse (vert) .

4.2.2. Données supplémentaires pour la modélisation indépendante de la délimitation du bassin

4.2.2.1. Profondeur du réseau

Après une analyse des cotes radier des regards des réseaux d'assainissement et du terrain une profondeur moyenne des réseaux de 1,5 m a été choisie lors de ce travail.

4.2.2.2. Taux de connexion des surfaces imperméabilisées

L'enquête de terrain de Nantes Métropole (GHP) (chapitre 2.3.2.1.3) a permis de déterminer les "mauvaises connexions" des bâtiments aux réseaux. Pour notre étude,

nous considérons uniquement les surfaces imperméabilisées connectées au réseau d'eau pluviale. Nous pouvons suggérer un taux de connexion des surfaces imperméabilisées de 61% en supposant que 85% des surfaces imperméabilisées sont connectées aux réseaux, mais 24% de ces surfaces connectées au réseau d'eau pluviale sont dirigées vers le réseau d'eau usée.

4.2.2.3.LAI et hauteur de la végétation haute

Les données de l'indice de surface foliaire¹⁵ LAI (Leaf Area Index) proviennent de la base de données d'occupation du sol Ecoclimap I (*Masson et al., 2003*). La catégorie de la végétation correspond aux forêts mixtes françaises et de la côte atlantique avec une hauteur moyenne de 10 m. Les valeurs de LAI sont données tous les 10 jours, ainsi 3 valeurs par mois. Pour le Pin Sec une valeur moyenne mensuelle de LAI a été calculée (Tableau 14).

Tableau 14: Synthèse des valeurs mensuelles de LAI pour la modélisation avec TEB-Hydro sur le Pin Sec.

mois	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
LAI [-]	2,0	2,4	2,9	3,4	3,9	4,0	4,0	3,9	3,8	3,4	2,5	2,0

4.2.2.4.Propriétés des bâtiments :

Le quartier a été construit dans les années 60s. L'habitat est réparti entre 50% de maisons individuelles et 50% de logements collectifs. Afin de caractériser les propriétés des matériaux de construction, nous nous sommes basés sur la base de données de bâtiments établie lors des projets MUSCADE et ACCLIMAT¹⁶ dans la catégorie des constructions situées entre 1945 et 1974. Les propriétés de la voirie sont celles du bassin versant de Rezé (Chapitre 3).

4.2.2.5.Texture du sol

Sur le Pin Sec, la texture de sol a été déterminée par prélèvement aux emplacements respectifs des piézomètres (Figure 78). Nous nous sommes basés sur les trois

¹⁵ L'indice de surface foliaire est le rapport de la surface foliaire d'une plante à la surface au sol, que couvre cette plante.

¹⁶ ACCLIMAT est un projet qui « vise à étudier les interactions entre les processus de développement urbain et de microclimat urbain, pour quantifier certains impacts du changement climatique. » (www.umar-cnrm.fr; consulté en septembre 2018)

piézomètres du bassin versant pour lesquels la texture du sol à une profondeur de 0,35 m avait été déterminée. Pour la modélisation, la texture du sol est présumée homogène sur la totalité du bassin versant et en profondeur. La texture de sol moyenne retenue est : 8% d'argile, 51% de sable et 41% de limon (Tableau 2).

Tableau 15: Texture du sol selon les différents emplacements des piézomètres à l'intérieure du bassin versant du Pin Sec. La localisation des piézomètres est donnée en Figure 78.

Emplacement	Texture de sol	Profondeur [m]	Argile [%]	Limon [%]	Sable [%]
WPS (PZPS)	Limon-sableux	0,35	6	46	48
WDU (PZD)	--	--	--	--	--
WCS (PZCS)	Limon-sableux	0,35	10	33	57
WUV (PZUV)	limoneux	0,35	8	44	48

4.2.3. Synthèse des caractéristiques physiographiques du bassin versant du Pin Sec – entité entière

Les propriétés physiographiques du bassin versant de Pin Sec nécessaires à la modélisation sont résumées dans le Tableau 16 :

Tableau 16: Récapitulatif des propriétés du bassin versant du Pin Sec pour la modélisation avec TEB-Hydro

Couverture urbaine	Valeurs	Unité
Surface totale du bassin versant	31,3	ha
Fraction des bâtiments	0,19	-
Fraction de la voirie	0,32	-
Nombre de couches de route	5	-
Hauteur moyenne des bâtiments	9,3	m
Coefficient de compacité moyen des bâtiments	0,45	-
Rugosité dynamique de la ville z0	0,93	m
Matériau principal des toitures	Tuile	-
Matériau principal de voirie	Asphalte	-
Matériau principal des murs	Béton	-
Longueur du réseau d'eau pluviale	3911	m
Longueur du réseau d'eau usée	6973	m
Profondeur moyenne du réseau	1,5	m

Fraction des surfaces imperméabilisées connectées au réseau d'eau pluviale	0,61	-
Couverture naturelle		
Fraction des jardins	0,49	-
Fraction de la végétation haute	0,38	-
Fraction de la végétation basse	0,25	-
Fraction du sol nu	0,37	-
Représentation de la végétation haute	TREE	-
Représentation de la végétation basse	GRAS	-
Représentation du sol nu	NO	-
Hauteur moyenne de la végétation	10	m
Rugosité dynamique de la végétation z0	0,01	m
LAI (Leave area index)	2-4	-
Propriétés du sol		
Nombre de couches de sol	12	-
Profondeur du sol	3,0	m
Fraction d'argile	0,08	-
Fraction de sable	0,51	-

4.2.4. Synthèse des caractéristiques physiographiques du bassin versant du Pin Sec divisé

Les propriétés physiographiques des deux zones (nord et sud) nécessaires à la modélisation sont regroupées dans le Tableau 5 :

Tableau 17: Récapitulatif des propriétés des bassins versants de Pin Sec pour la modélisation avec TEB-Hydro

Couverture urbaine	nord	sud	Unité
Surface totale du bassin versant	18,1	13,2	ha
Fraction des bâtiments	0,23	0,14	-
Fraction de voirie	0,26	0,23	-
Nombre de couches de route	5		-
Hauteur moyenne des bâtiments	7,8	12,8	m
Coefficient de compacité moyen des bâtiments	0,47	0,42	-
Rugosité dynamique de la ville z0	0,78	1,28	m

Matériau principal des toitures	Tuile	Chape bitumeuse	-
Matériau principal de la voirie		Asphalte	-
Matériau principal des murs		Béton	-
Longueur du réseau d'eau pluviale	2419	1698,5	m
Longueur du réseau d'eau usée	4895	2258	m
Profondeur moyenne du réseau		1,5	m
Fraction des surfaces imperméabilisées connectées au réseau d'eau pluviale		0,61	-
Couverture naturelle			
Fraction des jardins	0,51	0,63	-
Fraction de la végétation haute	0,07	0,25	-
Fraction de la végétation basse	0,63	0,38	-
Fraction du sol nu	0,31	0,37	-
Représentation de la végétation haute		TREE	-
Représentation de la végétation basse		GRAS	-
Représentation du sol nu		NO	-
Hauteur moyenne de la végétation		10	m
Rugosité dynamique de la végétation z0		0,01	m
LAI (Leave area index)		2-4	-
Propriétés du sol			
Nombre de couches de sol		12	-
Profondeur du sol		3,0	m
Fraction d'argile		0,08	-
Fraction de sable		0,51	-

4.2.5. Période de simulations

Comme dans le cas du bassin versant de Rezé (Chapitre 3), TEB-Hydro est appliqué en représentant le bassin versant du Pin Sec en 1D. Dans le cas où celui-ci est divisé, le modèle est appliqué séparément pour chaque zone et les variables de sortie sont ensuite moyennées en pondérant par la surface de chaque zone. La période considérée pour les simulations correspond à la période durant laquelle nous disposons simultanément des mesures de flux de chaleur latente et sensible et de débit dans le réseau d'eau pluviale. Elle est comprise entre janvier 2010 et décembre 2012. Le modèle opère en mode « off-

line », forcé par les observations météorologiques au pas de temps d'une heure. Le pas de temps numérique du modèle est de 5 minutes.

Les observations de précipitation proviennent des trois pluviomètres, installés sur le site du Pin Sec. Les autres données de forçage sont considérées à la station météorologique de Météo-France (à l'aéroport de Nantes), fournissant une température et une humidité de l'air à 2 m, une vitesse du vent à 10 m, un rayonnement solaire incident et la couverture nuageuse (Chapitre 2).

4.3. Calage du modèle sur le bassin versant du Pin Sec

La méthode de calage croisé du modèle sur le Pin Sec est celle utilisée sur le bassin versant de Rezé (Chapitre 3) (*Stavropoulos-Laffaille et al., 2018*). Le modèle est calé sur le bassin versant en entier, dont les données physiographiques sont présentées au chapitre 4.2.3. Pour le calage, le modèle est appliqué, comme dans le cas de Rezé, dans sa configuration originale avec une représentation globalisée de la végétation (patch « PARK »).

4.3.1. Configuration du calage

Les périodes considérées pour le calage croisé représentent chacune une année hydrologique, entre septembre 2010 et août 2011 et puis entre septembre 2011 et août 2012. Le modèle est d'abord calé sur la première période puis évalué sur la seconde et vice-versa.

Le calage du modèle porte sur 3 paramètres hydrologiques, identifiés lors de l'analyse de sensibilité (Chapitre 3) : i) le paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau (I_p); ii) le taux d'infiltration à travers la voirie (I_{rd}) et iii) le coefficient de recharge en cas de drainage profond limité (C_{rech}). Les mêmes plages de valeurs, que dans le cas de Rezé, sont testées pour les trois paramètres (Tableau 10). La texture du sol et le taux de surfaces connectées au réseau (f_{con}) sont fixés aux valeurs déterminées in-situ.

L'évaluation du calage du modèle s'effectue sur le débit total observé (Q_{town}), déterminé à partir de la variable de sortie du modèle: le ruissellement total dans le réseau (R_{town}). De plus, le débit provenant de l'infiltration d'eau du sol (Q_{sew}) a été étudié en détail.

Tableau 18 : Choix de valeurs pour chaque paramètre testé lors du calage

Valeurs testées lors du calage				
$I_p [-]$	0.09	0.3	0.6	1
$I_{rd} [mm s^{-1}]$	10^{-8}	10^{-7}	10^{-6}	10^{-5}
$C_{rech} [-]$	0.99	0.98	0.965	0.95

4.3.2. Critères d'évaluation pour le calage et pour l'évaluation hydrologique du modèle

Pour le calage, le critère synthétique de Kling-Gupta (KGE) avec ses composantes du coefficient de corrélation linéaire (r), de la variabilité relative (α) et du biais (β) sont calculés à partir des valeurs de données observées. Les formules des différents critères sont présentées au chapitre 1.7.

4.3.3. Résultats et discussion

Les résultats du critère KGE obtenus lors du calage du modèle sur le Pin Sec sont comparables à ceux de Rezé (Chapitre 3). Ils indiquent la même tendance, indépendamment de la période considérée et du coefficient de recharge C_{rech} .

La première période (2010-2011) produit de meilleures valeurs de KGE que la seconde (2011 - 2012) avec un biais plus important sur cette dernière (Figure 84). En général, la plus petite valeur de I_p permet d'obtenir un meilleur résultat de KGE et les critères ne varient pas significativement avec le paramètre I_{rd} . Cependant, la plus grande valeur de I_{rd} fournit les meilleurs résultats en terme de corrélation et de variabilité et par suite de KGE.

Le critère de corrélation (r) est satisfaisant quelle que soit la période considérée. Le modèle obtient de meilleurs résultats sur la seconde période avec des valeurs de 0,92 au lieu de 0,83 pour la première (Figure 84). Comme dans le cas du calage du modèle sur Rezé, le biais (β) indique une tendance du modèle à surestimer le débit total observé, spécialement pour la seconde période du calage. Ceci est également démontré lors de la comparaison du débit total simulé au débit total observé pour les deux périodes, illustrée par la Figure 85.

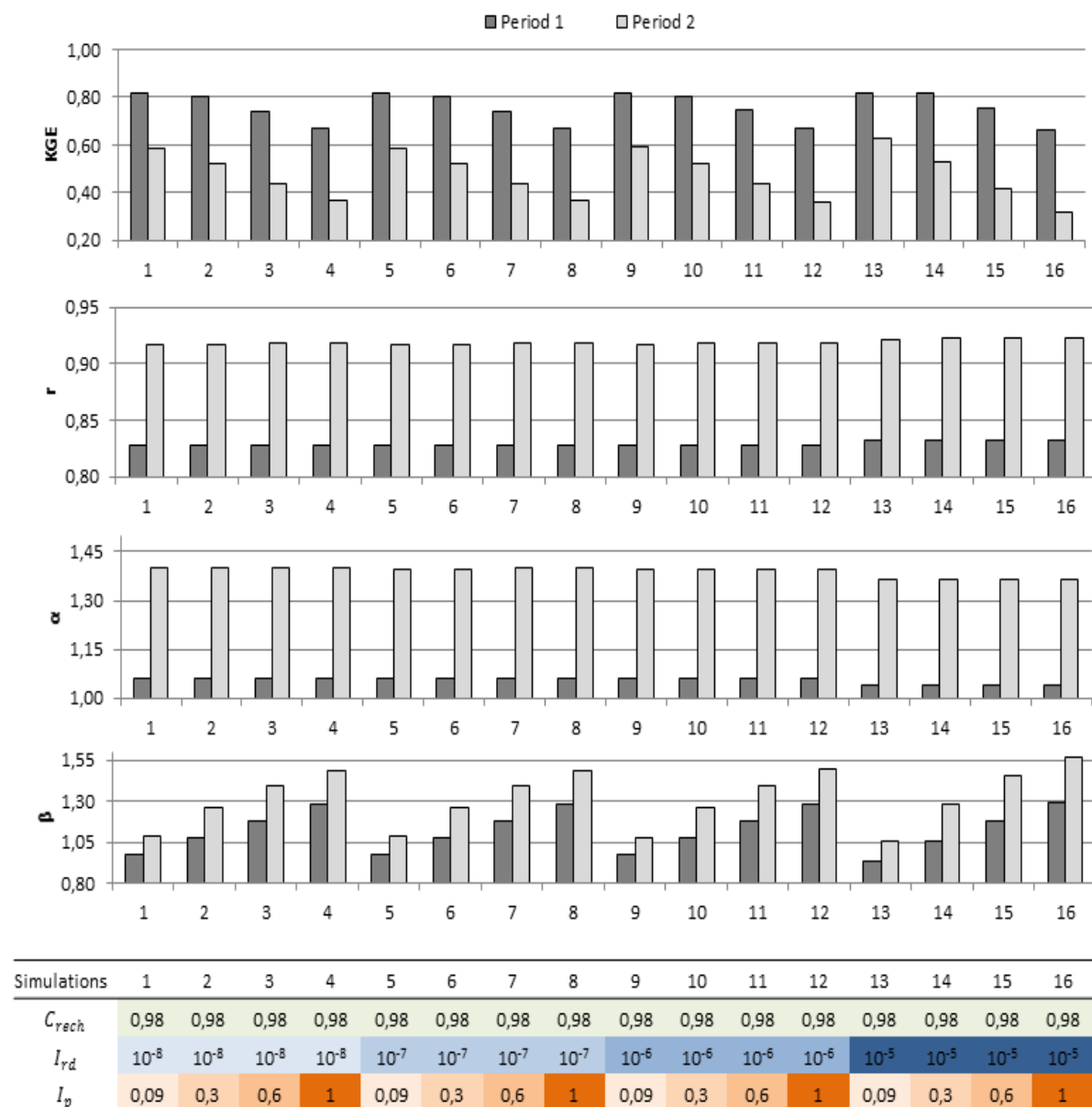


Figure 84: Exemple des critères calculés pour un coefficient de recharge fixé à 0.98 avec les autres paramètres qui varient dans le cas du Pin Sec ; Le KGE (en haut), le coefficient de corrélation linéaire (r), la variabilité relative (α) et la représentation du biais (β) pour chaque simulation, la première période (en gris foncé) et deuxième période (en gris clair).

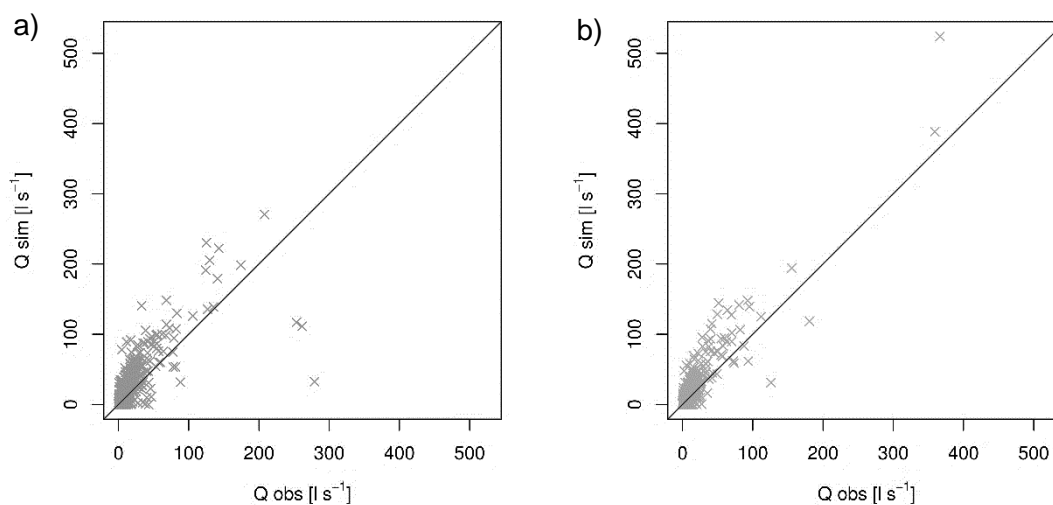


Figure 85 : Comparaison du débit observé dans le réseau d'eau pluviale au débit simulé (simulation 13, Figure 84) pour a) la première période de calage entre septembre 2010 et août 2011 et b) la deuxième période de calage entre septembre 2011 et août 2012.

En général, les critères de KGE sont moins bons pour la seconde période, à cause de valeurs de biais plus élevées. Ceci conforte l'hypothèse émise dans le cas de Rezé, selon laquelle des conditions météorologiques humides de la période de simulation améliorent la performance du modèle. En effet, la première année hydrologique 2010 - 2011 est plus humide avec une hauteur totale précipitée d'environ 820 mm, alors que la deuxième période est plus sèche avec un cumul de pluie d'environ 684 mm.

Considérant ces résultats, les simulations 13 et 14 ressortent du calage du modèle indépendamment des valeurs du coefficient de recharge, soulignant la conclusion du calage du modèle sur le bassin versant de Rezé. Dans le cas de la simulation 13, les valeurs de KGE sont de 0,82 pour la première période et de 0,62 pour la seconde. La simulation 14 donne d'aussi bons résultats sur la première période que la simulation 13. Cependant, le KGE de la seconde période est uniquement de 0,52.

En conclusion, nous pouvons donc retenir la simulation 13 de ce calage hydrologique, avec un taux d'infiltration à travers la voirie de $10^{-5} \text{ mm.s}^{-1}$, un paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau de 0,09 et un coefficient de recharge à 0,98. Le modèle est ainsi appliqué avec cette configuration afin de discuter plus en détail la performance du modèle d'un point de vue hydrologique.

4.4. Evaluation hydrologique classique

Dans cette première partie d'évaluation nous allons évaluer le modèle en comparant les chroniques de variables hydrologiques modélisées et observées. Cette évaluation classique porte sur le débit total à l'exutoire du réseau d'assainissement, sur la contribution de l'infiltration de l'eau du sol au débit du réseau d'assainissement et sur l'évolution de l'humidité du sol. Nous appliquerons différentes méthodes visuelles et des critères statistiques d'évaluation, présentés au chapitre 1.7. L'évaluation porte sur la période comprise entre janvier 2010 et décembre 2012 (donc plus large que celle utilisée pour le calage), pour laquelle les observations sont présentées au Chapitre 2. Dans cette partie, la simulation se base uniquement sur le bassin versant en entité entière et correspond à la meilleure configuration ressortie du calage.

4.4.1. Débit total dans le réseau d'assainissement

Nous considérons d'abord le débit total observé dans le réseau d'assainissement pour lequel les différents critères d'évaluation sont présentés. Le critère statistique d'efficacité de Kling-Gupta (KGE) pour la période totale est de 0,74 (Tableau 19). Cette valeur est moins bonne que celle obtenue lors de l'étape de calage-évaluation croisé, mais reste encore satisfaisante. La même détérioration peut être observée pour le critère de Nash-Sutcliffe (NSE) avec une valeur de 0,60 au lieu de 0,65 lors du calage. Selon *Gupta et al. (2009)*, cette dégradation de la performance du modèle entre la phase de calage et d'évaluation peut avoir deux raisons : i) l'adaptation des paramètres à la période de calage et/ou ii) la non-stationnarité entre les périodes considérées.

Le critère PBIAS est de -0,37, ce qui indique une nette tendance du modèle à surestimer les observations (Tableau 19). Ce résultat est conforté par la représentation du débit total dans le réseau d'assainissement simulé en fonction du débit observé (Figure 86 et Figure 87) et par la courbe des écarts entre les valeurs simulées et observées (Figure 88). En plus, cette dernière représentation graphique démontre quelques événements fortement sous-estimés par le modèle.

Quant aux différentes composantes du critère KGE (Tableau 19): i) le coefficient de corrélation linéaire (r) des pics de débits simulés et observés est de 0,86, une valeur très satisfaisante, ii) la valeur de biais (β) de 1,00 laisse sous-entendre que la moyenne de la chronique simulée est en accord parfait avec celle des données observées, iii) la variabilité relative (α) est supérieure à 1 ce qui indique également une tendance du modèle à la surestimation.

Tableau 19 : Critères statistiques calculés pour la meilleure simulation du calage du modèle sur le bassin versant urbain Pin Sec pour la période totale de simulation entre janvier 2010 et décembre 2012.

Critère	2010-2012
<i>NSE</i>	0,60
<i>PBIAS</i>	-0,37
<i>r</i>	0,86
α	1,21
β	1,00
<i>KGE</i>	0,74

Dans le chapitre 3.4.2, nous avons émis l’hypothèse que cette surestimation par le modèle du débit total dans le réseau serait une conséquence du choix du paramètre de taux des surfaces réellement connectées au réseau d’assainissement. En effet, l’analyse de sensibilité a montré la forte influence de ce taux sur la simulation du débit total dans le réseau d’assainissement (chapitre 3.4.1.5). Comme dans le cas de Rezé, nous avons préféré prendre en compte le taux de connectivité déterminé in-situ du bassin versant, plutôt que de caler ce paramètre. L’évaluation de la simulation sur ce bassin versant montre encore qu’il est probablement préférable de prendre en compte ce paramètre dans le calage, afin d’améliorer la performance du modèle. C’est en effet un des paramètres clés du modèle.

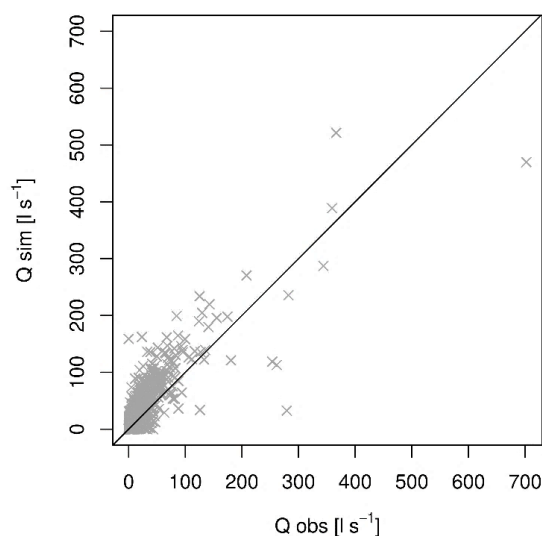


Figure 86 : Représentation du débit total dans le réseau simulé en fonction du débit observé sur le Pin Sec pour la période totale de simulation entre janvier 2010 et décembre 2012.

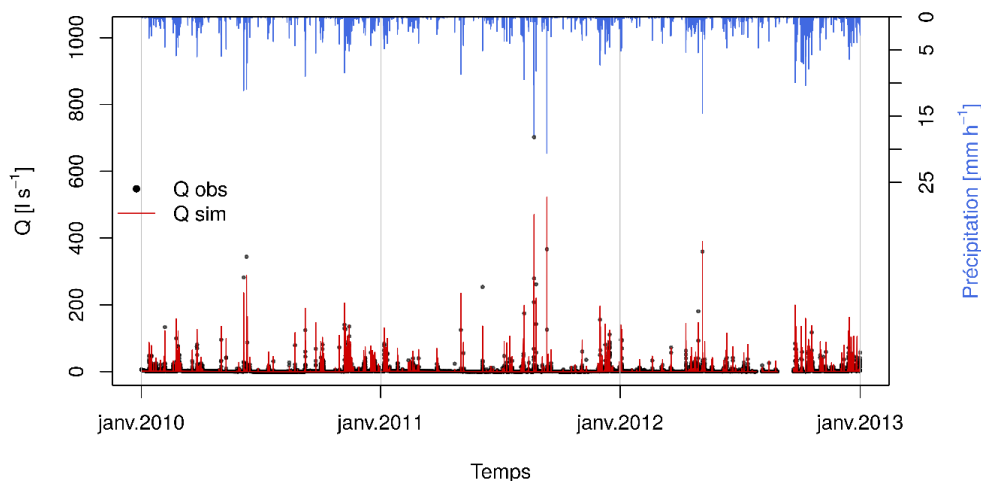


Figure 87 : Comparaison des chroniques du débit total dans le réseau observé (noir) et simulés (rouge) sur le Pin Sec entre janvier 2010 et décembre 2012.

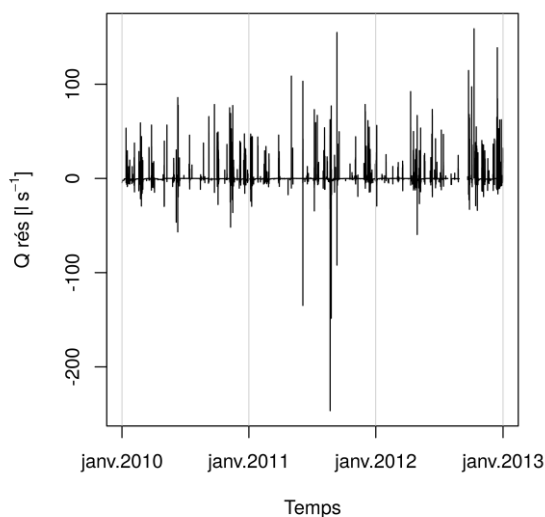


Figure 88 : Chronique des écarts entre le débit total dans le réseau simulé et observé. La valeur nulle représente une concordance parfaite entre la simulation et l'observation, des valeurs négatives correspondent à une sous-estimation et des valeurs positives à une surestimation du modèle.

4.4.2. Débit dans le réseau d'assainissement dû à l'infiltration d'eau du sol

Le débit dû à l'infiltration de l'eau du sol sur le bassin versant a été estimé par une courbe de régression entre le niveau piézométrique du piézomètre PZPS et le débit de base combiné dans les deux réseaux d'eaux pluviales et usées (Rodriguez et al., 2018) (chapitre 2.3.2.2) pendant 2006-2007. Cette courbe correspond à une loi quadratique et est propre à la période considérée. Suite à une très forte sensibilité de la loi, elle ne permet

pas d'évaluer quantitativement le débit dans le réseau dû à l'infiltration de l'eau du sol. Toutefois, elle permet d'évaluer la dynamique saisonnière pour la période entre 2010 et 2012.

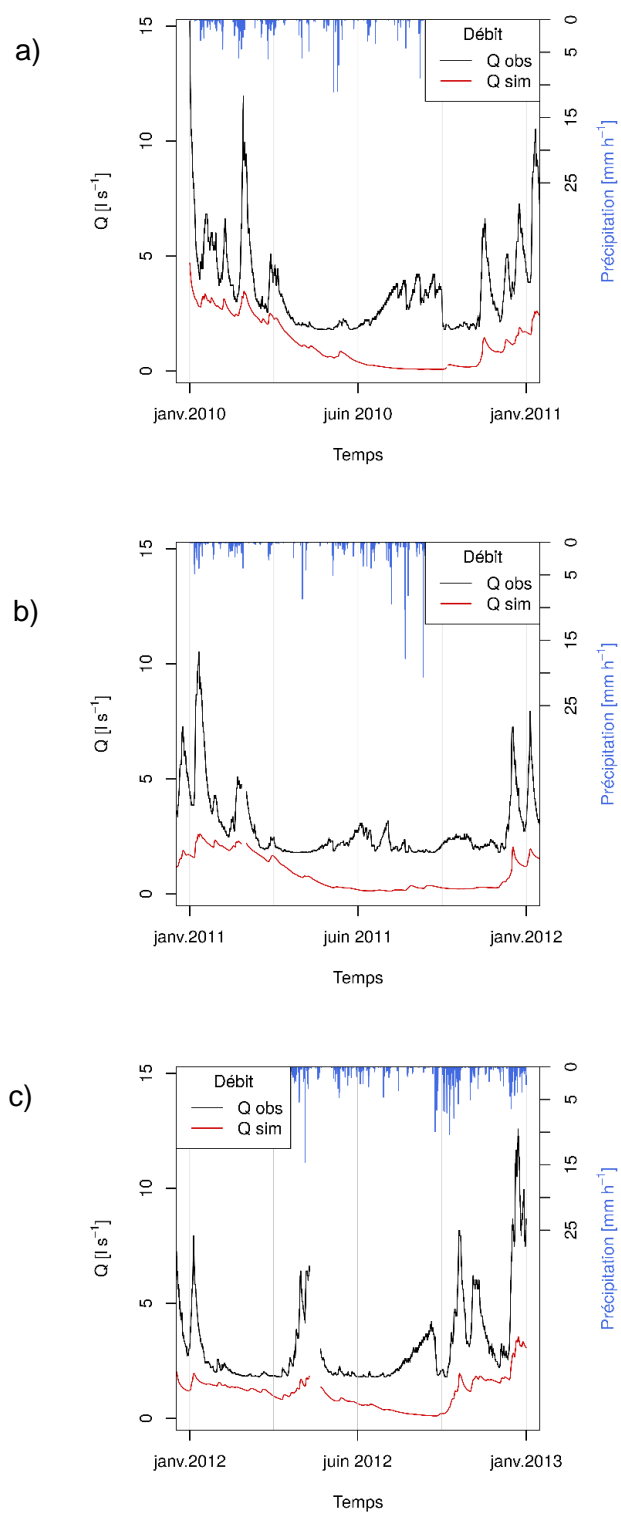


Figure 89 : Comparaison des chroniques d'infiltration de l'eau du sol estimées à partir de données piézométriques (noir) et simulées (rouge) pour l'année a) 2010, b) 2011 et c) 2012.

De ce fait, nous allons évaluer la capacité du modèle à reproduire le drainage de l'eau du sol par le réseau d'assainissement en comparant la chronique simulée aux estimations obtenues à l'aide de la courbe présentée par *Rodriguez et al. (2018)*. Cela est réalisé par année pour une meilleure visibilité (Figure 89a à c). La comparaison des débits simulés et estimés de ces trois années consécutives 2010 (Figure 89a), 2011 (Figure 89b) et 2012 (Figure 89c), montre que la dynamique du débit simulé est en général moins marquée à l'échelle de l'année avec des débits de pointe moins forts que ceux du débit estimé. Cela n'est pas surprenant, quand nous nous basons sur des études intérieures (*Allard, 2015 ; Chancibault et al., 2015*) qui ont démontré que la dynamique de l'évolution de l'eau du sol simulée par le modèle est plus lente que celle observée (Figure 90).

Cependant, la dynamique est mieux reproduite pendant les mois humides et froids qu'en période estivale entre juin et septembre pour l'ensemble des 3 années. Pendant la période estivale, il est également à noter que le débit dû à l'infiltration de l'eau du sol simulé est clairement plus faible que celui estimé. Toutefois, en regardant les trois chroniques, il semble que le débit estimé ne descende jamais en-dessous d'une certaine valeur seuil indépendamment de la saison et de l'année. Cela est intrigant, notamment pour l'année 2012 (Figure 89c), où le débit le plus bas est le même dans la période janvier-mars et juin-août. Une possible explication pourrait être la loi utilisée pour reproduire le débit. D'une part, la loi quadratique appliquée pourrait imposer elle-même un « artefact » avec un effet seuil. D'autre part, la précision des mesures des hauteurs piézométriques propre à la période 2006-07, sur lesquelles la loi est basée, pourrait introduire un effet seuil. Considérant les différences observées des niveaux piézométriques entre la période hivernale et estivale par *Brochet (2017)* (chapitre 2.3.2.2.2), la baisse des débits due à l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau en période estivale simulé par TEB-Hydro semble plus réaliste que celle basée sur la loi.

4.4.3. Humidité du sol

Nous avons également envisagé de comparer l'évolution de l'humidité du sol observée sur le bassin versant à celle simulée par le modèle. Pour cela nous avons utilisé les mesures tensiométriques effectuées à la localisation du piézomètre PZPS. Les chroniques de teneur en eau sont disponibles à une profondeur de 35 cm, ce qui correspond à la 6^{ème} couche du sol de notre modèle, avec une profondeur entre 20 et 40 cm. Il est à noter que la teneur en eau considérée pour cette comparaison est celle du compartiment jardin.

Comme le montre la Figure 90, la dynamique de la teneur en eau est bien reproduite en ce qui concerne les variations événementielles. En revanche, l'amplitude des variables

entre périodes hivernales et estivales est beaucoup moins marquée. Nous rejoignons ainsi les constats faits lors des études antérieures. Toutefois, il aurait été intéressant de comparer la teneur en eau dans les basses couches du modèle (entre 2 et 3 m), afin d'évaluer l'effet de la limitation du drainage profond sur la dynamique des teneurs en eau. Celui-là n'est malheureusement pas possible faute de données observées à une telle profondeur.

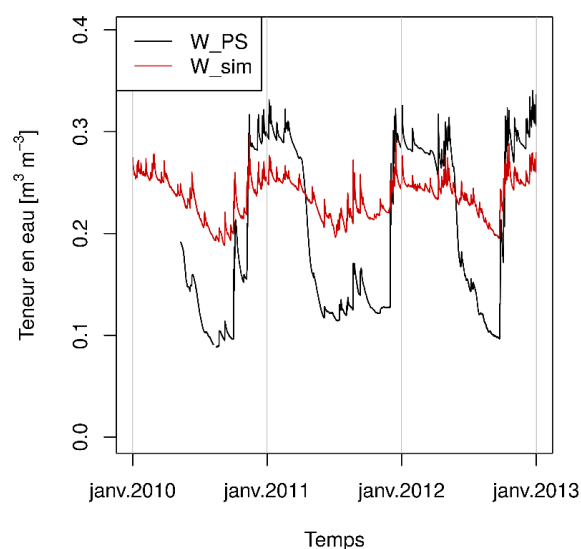


Figure 90: Comparaison des chroniques des teneurs en eau observées (noir) à l'emplacement du piézomètre PZPS à une profondeur de 35 cm et simulées dans la 6^{ème} couche du compartiment jardin (couche allant de 20cm à 40cm de profondeur) (rouge) pour la période entre janvier 2010 et décembre 2012.

4.4.4. Conclusion de l'évaluation hydrologique classique

Pour conclure cette première partie d'évaluation hydrologique, le calage et l'évaluation hydrologique du modèle sur le bassin versant du Pin Sec soulignent plusieurs faits.

Le modèle semble mieux fonctionner dans des conditions climatiques plus humides, ce qui a été déjà constaté suite au calage du modèle sur le bassin de Rezé ainsi que lors d'études précédentes. De plus, comme dans le cas du bassin versant de Rezé, la même configuration de simulation ressort du calage. Compte tenu de leurs différences en terme de texture du sol et de configuration urbaine (hauteur moyenne du bâtiment), il s'agit d'un résultat encourageant pour le travail à l'échelle de la ville, l'hétérogénéité spatiale ne constituant plus un obstacle d'une part, et dans la perspective d'études prospectives d'autre part.

La simulation du débit total dans le réseau d'assainissement du bassin versant du Pin Sec, (KGE de 0,74 entre 2010 et 2012) indique une performance du modèle satisfaisante. Toutefois, même après calage, le modèle a tendance à surestimer le débit total dans le réseau d'assainissement. Cela a déjà été observé dans le cas du bassin versant de Rezé et pourrait être lié au choix de ne pas prendre en compte le paramètre du taux de connexion lors de la phase de calage. Il est donc recommandé de l'intégrer dans le processus de calage, afin d'améliorer la performance du modèle dans un contexte hydrologique.

L'évaluation du débit suite à l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement a été effectuée en comparant les résultats du modèle avec un débit estimé entre le niveau piézométrique et le débit de base combiné dans les deux réseaux d'assainissement. Cette méthode reste indirecte et discutable et permet uniquement de comparer la dynamique des chroniques de débit. Il a été noté que l'évolution des débits simulés est moins dynamique, spécialement en période estivale. Le modèle semble reproduire de manière réaliste la variation des débits les plus faibles entre les périodes hivernales et estivales entre 2010 et 2012. Toutefois, cela n'est pas justifiable, suite aux incohérences induites par la loi quadratique.

La comparaison de la teneur en eau simulée dans la 6^{ème} couche du compartiment jardin du modèle à celle observée au piézomètre PZPS du site du Pin Sec montre une variation liée aux événements pluvieux correcte, contrairement à la variation saisonnière entre hiver et été. Cela confirme les résultats des études antérieures qui ont constaté en générale une dynamique lente des teneurs en eau dans le sol, liée au schéma du sol dans ISBA (*Furusho et al., 2013 ; Allard, 2015*).

4.5. Evaluation hydro-énergétique

Cette partie est consacrée à l'évaluation du modèle TEB-Hydro dans un contexte hydro-énergétique. L'objectif est d'analyser les capacités du modèle à reproduire correctement des flux de chaleur sensible et latente à partir d'un calage portant sur les paramètres hydrologiques. Pour cela, nous considérons également la simulation n°13 ainsi que la période entre janvier 2010 et décembre 2012.

Le mât de mesure de ces flux de chaleur sensible et latente est situé dans un environnement urbain, donc fortement hétérogène (chapitre 2.3.2.2.3). En s'intéressant à ces observations, il est donc essentiel de contrôler la qualité de la donnée et de prendre en compte l'influence de l'environnement sur les mesures (*Aubinet et al., 2012*).

Nous allons donc d'abord appliquer un contrôle de qualité aux observations et par la suite déterminer les zones sources, ou « footprint » assimilées aux flux observés, selon la méthode appliquée par *Mcharrat (2015)*. De plus, trois méthodes différentes de sélection de footprint sur le bassin versant du Pin Sec seront proposées. Parmi ces trois méthodes, nous allons ensuite en privilégier une qui permettra de cibler les footprint les plus perturbants dans le contexte de notre évaluation.

La première partie de l'évaluation consiste à discuter les flux de chaleur latente et sensible simulés sans et avec la prise en compte de la méthode de footprint. Pour cela nous nous basons sur la simulation de référence, qui a déjà fait l'objet de l'évaluation hydrologique. Nous considérons par ailleurs deux versions du modèle : TEB-Hydro, tel qu'il résulte de ce travail et TEB-Veg, présenté par *Lemonsu et al. (2012)*. L'objectif est ainsi de vérifier, si les modifications apportées dans ce travail à la composante hydrologique du modèle influencent positivement la composante énergétique.

La deuxième partie est dédiée à une évaluation des processus hydro-énergétiques du modèle TEB-Hydro sous différentes options de son fonctionnement. Les flux de chaleur latente et sensible seront discutés sans recourir à la méthode de footprint. Nous allons nous baser sur 4 scénarios de fonctionnement du modèle TEB-Hydro, considérant de façon différente i) la représentation de la végétation ii) et l'hétérogénéité du bassin versant. Cela permettra de discuter plus en détail les processus hydro-énergétiques et d'analyser les performances du modèle TEB-Hydro sous différentes conditions. Enfin, nous considérerons le bilan hydro-énergétique dans notre discussion.

4.5.1. Footprint

Selon *Aubinet et al. (2012)*, le mât de mesure devrait être idéalement installé dans des conditions topographiques homogènes dans toutes les directions du vent, ce qui est difficilement envisageable en ville. L'intégration de footprint dans l'analyse des flux permet ainsi de prendre en compte l'influence et la contribution de la surface hétérogène sur les mesures des flux turbulents (*Aubinet et al., 2012*).

Dans ce travail de thèse, la méthode de détermination des footprint a été reprise du stage de Master de *Mcharrat (2015)*, qui a appliqué le modèle FSAM de *Schmid (1994, 1997)* aux observations des flux de chaleur entre mai 2010 et septembre 2012 (chapitre 2.3.2.2.3). Le pas de temps des données utilisées (flux turbulents, vent moyen, turbulence) est de 30 minutes. Selon *Aubinet et al. (2012)* et Isabelle Calmet (Enseignant-Chercheur au Laboratoire de recherche en Hydrodynamique, Énergétique et Environnement

Atmosphérique (LHEEA), août 2018), un pas de temps supérieur à cette valeur ne permet plus de garantir un écoulement stationnaire sur le pas de temps considéré lorsqu'on reproduit des moyennes statistiques sur les différentes mesures.

Malgré cette limite, nous avons choisi un pas de temps de 60 min, qui correspond au pas de temps du calage du modèle dans le contexte hydrologique. Le choix d'un pas de temps plus fin pour l'évaluation hydro-énergétique n'est pas envisageable si nous voulons démontrer l'effet du calage hydrologique sur les processus énergétiques. Nous avons donc pris en compte un jeu de données à un pas de temps de 60 min entre janvier 2010 et décembre 2012.

4.5.1.1. Contrôle de la qualité des données

Il convient tout d'abord d'effectuer un contrôle de qualité à ce jeu de données. Selon *Aubinet et al. (2012)*, ce contrôle doit comprendre l'analyse des erreurs instrumentales et des conditions turbulentes exigées par la méthode d'Eddy Covariance (EC). De ce fait, nous avons choisi d'exclure des valeurs d'erreur instrumentale supérieures à 5%. De plus, la donnée reproduite sur un pas de temps plus long est considérée généralement stationnaire quand la différence entre la covariance sur le pas de temps reproduit et celle sur les pas de temps de mesure ne dépasse pas 30% (*Aubinet et al., 2012*). Concernant la stationnarité des mesures de la température et de l'humidité nous avons choisi une valeur seuil de 50%, ce qui est encore acceptable d'après l'expertise de Pascal Kéravec (responsable des mesures des flux turbulents dans la couche limite atmosphérique urbaine au Laboratoire de recherche en Hydrodynamique, Énergétique et Environnement Atmosphérique (LHEEA), août 2018).

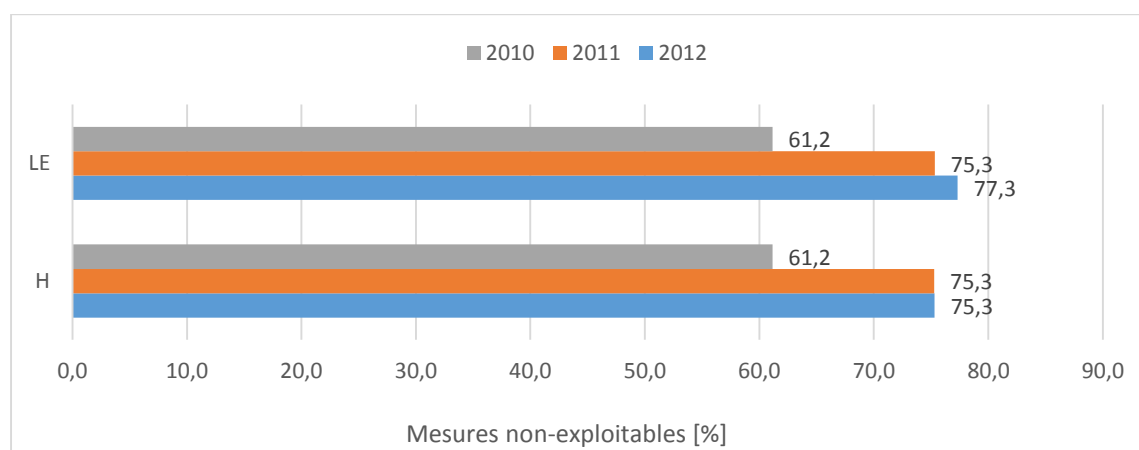


Figure 91: Pourcentage de données de flux de chaleur latente (LE) et sensible (H) non-exploitable pour les années 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert) en tenant compte du contrôle de qualité suggéré par *Aubinet et al. (2012)* et des données manquantes de LE et de H.

Considérant ces conditions et les lacunes dans les données des flux de chaleur latente (LE) et sensible (H), nous pouvons constater que plus de la moitié des données LE et H ne sont pas exploitables en 2010 et plus de 75% pour les années 2011 et 2012 (Figure 91).

4.5.1.2. Données après la méthode de footprint FSAM

Après cette première sélection des données, une deuxième est imposée par les conditions de stabilité atmosphérique exigées par le modèle FSAM (Mcharrat, 2015) (Tableau 20). De ce fait, le jeu de données des flux de chaleur latente et sensible est encore réduit. Ainsi, en 2010 seuls 30% des données initiales de flux de chaleur latente et sensible et en 2011 et 2012 moins de 20% restent disponibles pour la méthode de footprint (Figure 92).

Basé sur les données présentées au Tableau 20 et sur la direction du vent, le modèle calcule, pour chaque pas de temps et pour chaque surface de contribution¹⁷ des flux turbulents, les caractéristiques d'ellipse des footprint au sol. Dans le cadre de ce travail, nous avons choisi une seule surface de contribution des flux turbulents à 80%. Ainsi, à l'aide d'un outil SIG (OrbisGIS) les différentes ellipses peuvent être représentées avec comme repère le mât de mesure et avec la direction du vent comme orientation du grand axe de l'ellipse (Figure 93).

Tableau 20 : Conditions de stabilité atmosphérique exigées par le modèle FSAM cité dans Mcharrat (2015). z_m est la hauteur de mesure (m), z_0 est la longueur de rugosité (m), L_{MO} est la longueur de Monin-Obukhof (σ_v est l'écart-type des fluctuations latérales du vent (σ_v) et u^* est la vitesse du frottement (u^*)).

	Conditions stables	Conditions instables
Critère (1)	$20 \leq z_m/z_0 \leq 500$	$40 \leq z_m/z_0 \leq 1000$
Critère (2)	$2.10^{-4} \leq z_m/L_{MO} \leq 1.10^{-1}$	$4.10^{-4} \leq -z_m/L_{MO} \leq 1$
Critère (3)	$1 \leq \sigma_v/u^* \leq 6$	$1 \leq \sigma_v/u^* \leq 6$

¹⁷ Les surface de contribution sont des représentations de la zone source (footprint) et de sa relation avec la fonction décrivant le poids de la source (chapitre 2, Figure 49).

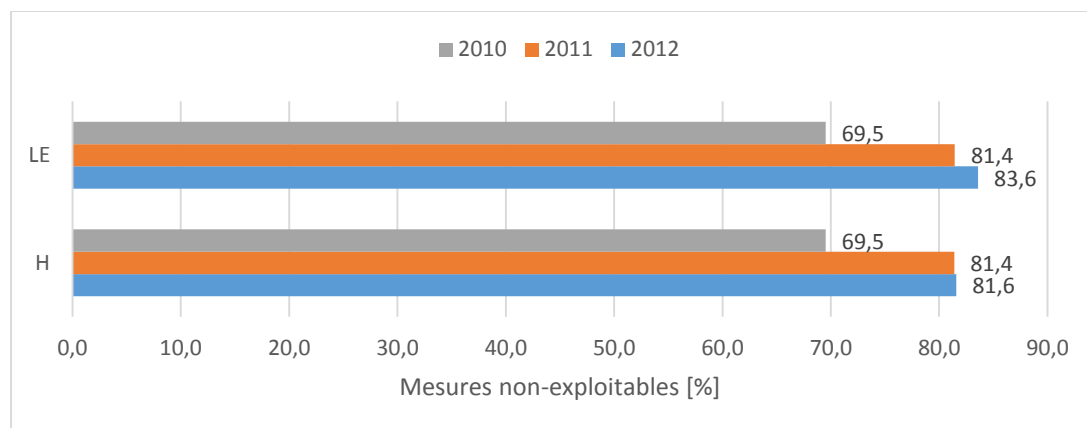


Figure 92 : Pourcentage de données de flux de chaleur latente (LE) et sensible (H) non-exploitable pour les années 2010 (bleu), 2011 (rouge) et 2012 (vert) en tenant compte du contrôle de qualité suggéré par Aubinet et al. (2012), des conditions de stabilité atmosphérique par FSAM et des données manquantes de LE et de H.

4.5.1.3. Choix des footprint pertinents pour le bassin versant du Pin Sec

Toutefois, l'intérêt des footprint est de prendre en compte l'influence de l'environnement du mât sur les mesures des flux turbulents. Comme nous considérons uniquement le bassin versant du Pin Sec, nous devons sélectionner ceux, qui représentent majoritairement l'hétérogénéité de ce bassin. Cela permet par la suite de comparer uniquement les flux de chaleur que le modèle TEB-Hydro a simulés.

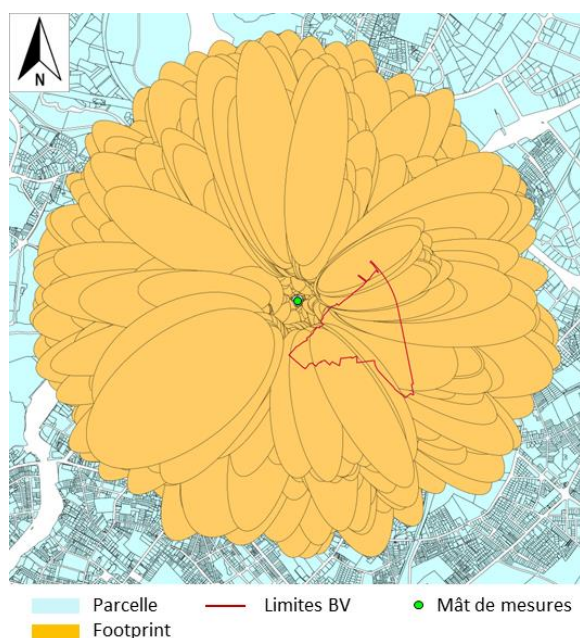


Figure 93: Représentation des footprint (orange) autour du mât de mesures (point vert) pour l'année 2010. La limite du bassin versant du Pin Sec est en rouge foncé.

Trois méthodes ont été envisagées afin de sélectionner les footprint sur notre zone d'intérêt : i) en fonction de la direction du vent ; ii) la prise en compte d'une zone tampon autour des limites du bassin versant ; iii) selon une fraction de leur surface à l'intérieur des limites du bassin versant.

- i. Sélection en fonction de la direction du vent : la première méthode consiste à sélectionner les footprint en fonction de la direction du vent, qui correspond également à l'orientation du grand axe des ellipses (Figure 94, à gauche). Le mât de mesures est situé au nord-ouest du bassin versant du Pin Sec. Ainsi, les directions d'intérêt du vent sont comprises entre 63° et 195° (dont le point cardinal est le nord). Toutes les ellipses ayant leurs directions de grand axe dans ce secteur sont donc sélectionnées.
- ii. Sélection en fonction de la zone tampon : la deuxième méthode testée consiste à créer une zone tampon autour des limites du bassin du Pin Sec (Figure 94, au milieu). Cette zone est choisie dans l'objectif d'inclure le mât de mesure. Pour cela, nous avons choisi une distance de 200 m autour du bassin versant. Ainsi, tous les footprint compris dans cette zone sont sélectionnés.
- iii. Sélection en fonction de la surface incluse dans le bassin versant : la troisième méthode consiste à choisir seulement les footprint, pour lesquels la majorité de leur surface est comprise dans les limites du bassin versant (Figure 94, à droite). Nous avons ainsi choisi une valeur seuil de 80% de la surface elliptique comme critère de sélection. Cela permet de prendre en compte des ellipses représentant au mieux l'hétérogénéité du bassin versant.

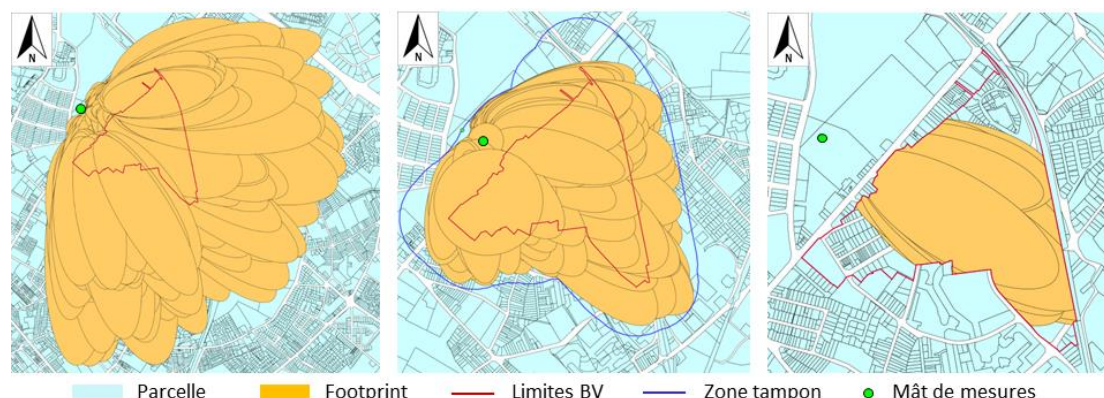


Figure 94 : Gauche : Sélection des footprint sur le bassin versant du Pin Sec selon la méthode 1 (en fonction de la direction du vent) ; Au milieu : Sélection des footprint sur le bassin versant du Pin Sec selon la méthode 2 (en fonction de la zone tampon) ; Droite : Sélection des footprint sur le bassin versant du Pin Sec selon la méthode 3 (en fonction de la surface incluse dans le BV) pour l'année 2010.

Une analyse de footprint et donc de mesures disponibles par an et par méthode de sélection révèle que la méthode 1 permet de sélectionner le plus de footprint et donc de mesures (Tableau 21). Toutefois, son inconvénient est que la sélection de footprint inclut également des ellipses éloignées et donc non-représentatives du bassin versant. Comme nous cherchons à représenter l'hétérogénéité du bassin versant, cette méthode n'est donc pas adaptée. Contrairement à la première méthode, la méthode 2 avec la zone tampon permet de concentrer le choix des footprint autour du bassin versant. Cependant, la quantité de footprint et de mesures sélectionnés est moins grande que celle de la première méthode. La troisième méthode est sans aucun doute la plus représentative mais également la plus restrictive concernant la sélection de mesures. Avec un nombre très faible de footprint conservé (entre 7 et 16 pas de temps par an), elle limite les possibilités d'analyse de flux de chaleur par la suite.

C'est ainsi la raison pour laquelle nous nous basons sur la méthode 2 pour l'analyse des flux de chaleur latente et sensible, présenté au chapitre suivant. Ainsi, avec cette méthode, 218 mesures sont considérées pour l'année 2010, 182 mesures pour l'année 2011 et 195 pour l'année 2012 (Tableau 21).

Tableau 21 : Nombre de footprint et de mesures disponibles selon la méthode de sélection et selon l'année considérée (une mesure horaire).

Nombre des footprint retenus pour les années			
	2010	2011	2012
Méthode 1	425	357	257
Méthode 2	218	182	195
Méthode 3	16	7	8

4.5.2. Flux de chaleur latente et sensible

Dans cette partie, nous allons discuter des résultats du modèle en fonction des flux de chaleur latente et sensible observés. Ainsi, cette partie s'organise en trois temps.

Dans un premier temps, les résultats de la meilleure simulation du calage hydrologique avec le modèle TEB-Hydro (simulation REF) sont comparés aux données observées sans la prise en compte des footprint. De plus, la performance de TEB-Hydro sera discutée comparativement aux résultats de la simulation avec le modèle TEB-Veg décrit par *Lemonsu et al. (2012)*.

Dans un deuxième temps, les flux de chaleur latente et sensible simulés (avec TEB-Hydro et TEB-Veg) seront comparés aux flux de chaleur observés mais sélectionnés en fonction de leur footprint vis-à-vis du bassin versant.

Enfin, plusieurs configurations du modèle, en lien avec la représentation de l'occupation du sol et influençant les processus hydro-énergétiques et donc les flux de chaleur, seront présentées. Ainsi, les flux de chaleur latente et sensible simulés selon les quatre approches représentant différemment la végétation et l'occupation du sol seront discutés et leur bilan hydrologique sera analysé.

4.5.2.1. Evaluation des flux de chaleur sans prise en compte du footprint

L'objectif ici est de discuter de la performance hydro-énergétique de TEB-Hydro vis-à-vis de TEB-Veg, qui a déjà été évalué de nombreuses fois. Nous évaluons dans quelle mesure le calage sur les paramètres hydrologiques peut influencer le comportement énergétique du modèle.

Nous confrontons alors les flux de chaleur latente et sensible simulés aux données observées et sélectionnées selon leur qualité et leur robustesse. D'une part, nous nous basons sur la meilleure simulation, suite au calage hydrologique du modèle TEB-Hydro. D'autre part nous confrontons les observations avec la simulation de TEB-Veg. Ainsi, pour la simulation, notée TEB-Veg, les mêmes propriétés du bassin versant du Pin Sec sont prises en compte que pour la simulation de référence REF.

Tout d'abord, nous présentons les résultats des critères d'évaluation (chapitre 1.8) pour chaque année et la période totale entre 2010 et 2012 (Figure 95 à Figure 97, Tableau 22 et Tableau 23). De plus, nous nous basons sur les cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur sensible (Figure 98) et latente (Figure 99), afin de mieux comprendre le fonctionnement et la performance des deux modèles.

Il semble que le modèle TEB-Hydro (simulation REF) représente mieux les flux de chaleur latente que les flux de chaleur sensible, à l'exception de l'année 2012 (Figure 95 à Figure 97, Tableau 22). La dégradation des critères d'évaluation des flux de chaleur sensible par rapport aux flux de chaleur latente est à relier aux valeurs de biais systématiquement plus élevées et à une tendance du modèle à la surestimation. En effet, comme le montre la Figure 98, TEB-Hydro tend à surestimer légèrement les flux de chaleur sensible pendant les mois d'hiver et d'automne. Cependant, les reproductions des cycles diurnes moyens en périodes printanière et estivale démontrent une bonne concordance entre TEB-Hydro et les observations. En général, la simulation des flux de chaleur sensible se compare

aux observations de façon équivalente tout au long de l'année. Toutefois, ce constat n'est pas valable pour les flux de chaleur latente simulés (Figure 99). TEB-Hydro semble les surestimer largement en périodes printanière et estivale, tandis qu'en période automnale et hivernale ils peuvent être légèrement sous-estimés (mais les pics sont aussi moindres).

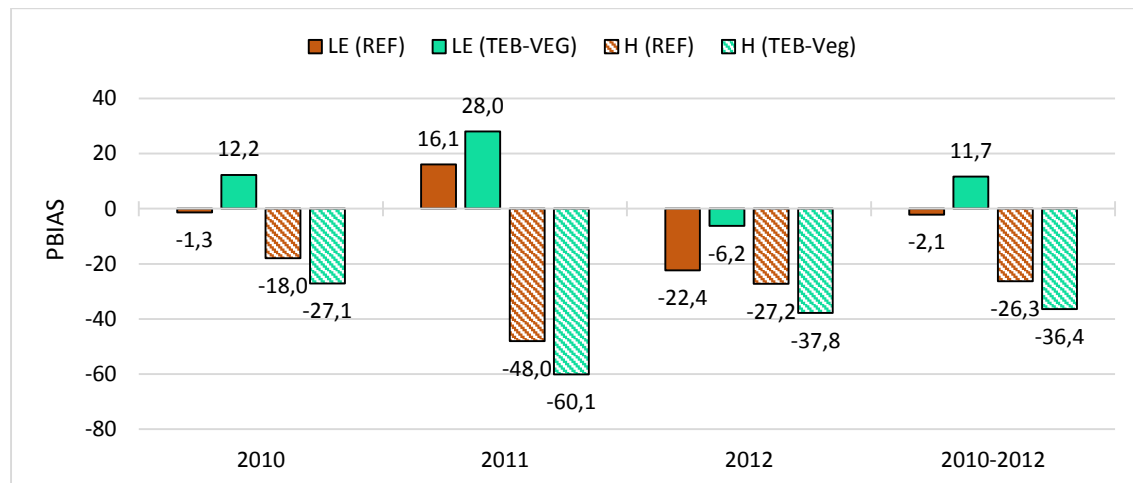


Figure 95: Comparaison du critère d'évaluation PBIAS entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise).

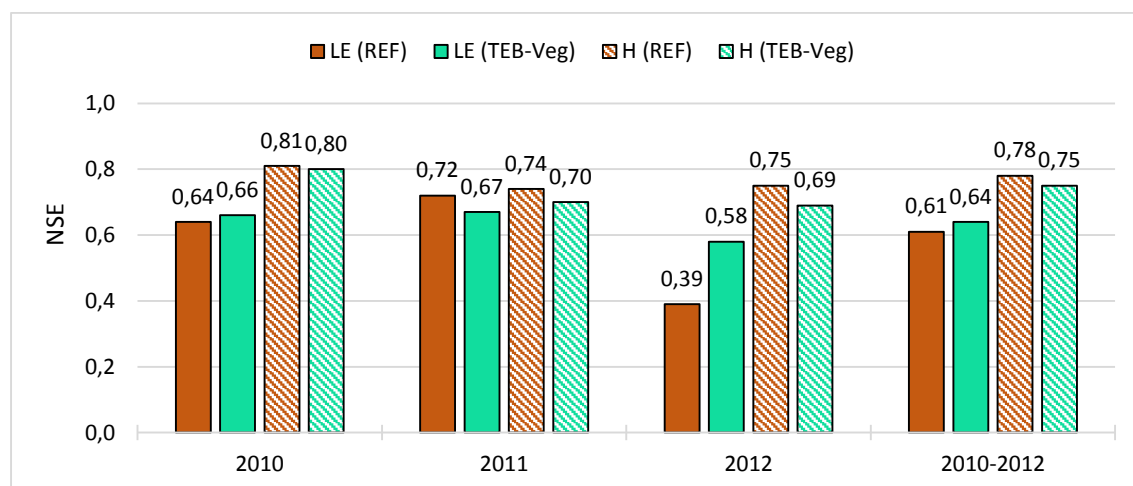


Figure 96: Comparaison du critère d'évaluation NSE entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise).

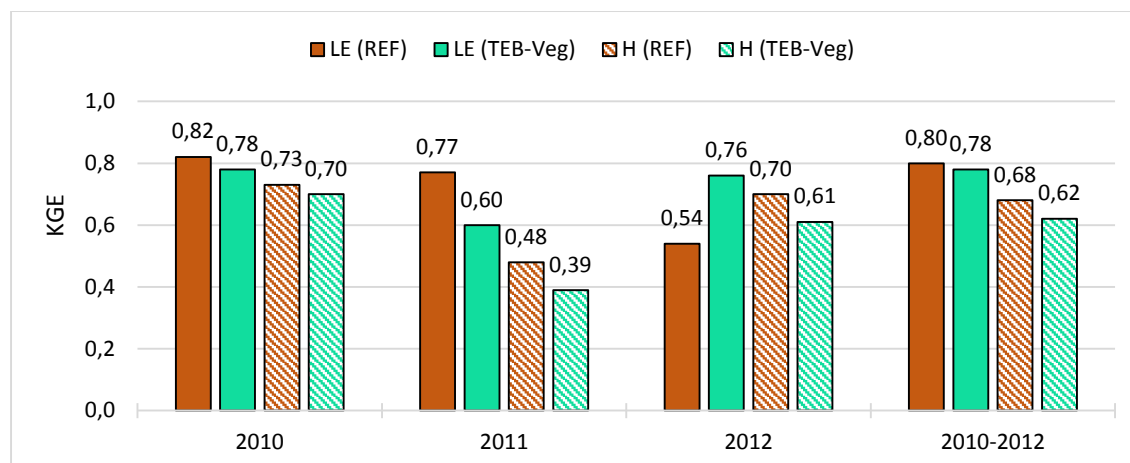


Figure 97 : Comparaison du critère d'évaluation KGE entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise).

Tableau 22 : Comparaison des composantes du critère d'évaluation KGE entre données simulées et observées pour la simulation REF.

REF	2010		2011		2012		2010-2012	
	LE	H	LE	H	LE	H	LE	H
<i>r</i>	0,84	0,92	0,86	0,90	0,85	0,89	0,83	0,91
<i>alfa</i>	1,08	0,82	0,90	0,84	1,37	0,91	1,11	0,85
<i>beta</i>	1,01	1,18	0,84	1,48	1,22	1,27	1,02	1,26

Tableau 23 : Comparaison des composantes du critère d'évaluation KGE entre données simulées et observées pour la simulation TEB-Veg.

TEB-Veg	2010		2011		2012		2010-2012	
	LE	H	LE	H	LE	H	LE	H
<i>r</i>	0,82	0,92	0,82	0,90	0,86	0,89	0,83	0,91
<i>alfa</i>	0,93	0,89	0,74	0,93	1,17	1,01	0,94	0,94
<i>beta</i>	0,88	1,27	0,72	1,60	1,06	1,38	0,88	1,36

Le modèle TEB-Veg (simulation TEB-Veg) démontre également une meilleure performance concernant les flux de chaleur latente (Figure 95 à Figure 97, Tableau 23). Les critères d'évaluation révèlent une sous-estimation des flux de chaleur latente plus marquante que pour le modèle TEB-Hydro. Il est vrai que le modèle TEB-Veg sous-estime les flux de chaleur latente pendant les mois d'automne et d'hiver. Cependant il les

représente correctement pour les mois allant de mars en juillet (Figure 99). Il semble également qu'il surestime encore plus les flux de chaleur sensible avec des valeurs de biais plus élevées que la simulation REF. Ceci est également surligné par la représentation des cycles diurnes mensuels interannuels, avec une surestimation constante tous les mois de la part du TEB-Veg (Figure 98).

Globalement, nous pouvons constater une meilleure performance de la part de TEB-Hydro concernant des flux de chaleur latente et sensible pour la période entre 2010 et 2012 (Figure 95 à Figure 97, Tableau 22 et Tableau 23). Il est probable que l'amélioration de la représentation des flux de chaleur latente par rapport à la simulation TEB-Veg pendant les mois froids et humides s'explique par la limitation du drainage profond (chapitre 3). Ainsi le sol est plus humide ce qui favorise le processus d'évapotranspiration. Toutefois, pendant la période de croissance de la végétation (printemps et été) cela amène à une augmentation excessive de l'évapotranspiration et donc à une surestimation des flux de chaleur latente observées, ce qui n'est pas le cas pour la simulation TEB-Veg.

En revanche, les flux de chaleur sensible diminuent, conduisant à une meilleure performance de TEB-Hydro par rapport à TEB-Veg pour ce processus (Equation 1.1). Cependant, les deux modèles ont du mal à reproduire les variations des flux de chaleur en période nocturne. Pour les deux simulations, les flux de chaleur latente sont sous-estimés et les flux de chaleur sensible sont surestimés. Cela a été déjà constaté par *Mcharrat (2015)*. Il est probable que cela ait un lien avec le schéma de surface ISBA. Ainsi, de *Munck et al. (2013)* ont pu observer, suite à l'évaluation thermique du module GREENROOF (chapitre 1.6.1.2.5) qui se base également sur ISBA, que les températures du sol et de la surface naturelle sont généralement surestimées. Par conséquent, une température plus élevée la nuit pourrait augmenter les flux de chaleur sensible et ainsi inversement diminuer les autres composantes du bilan énergétique comme par exemple les flux de chaleur latente.

Comme constaté précédemment, l'année 2012 représente une exception concernant les résultats des flux de chaleur latente. Encore plus dans le cas de la simulation REF, où les indicateurs KGE (0,54) et NSE (0,39) indiquent clairement une performance médiocre de TEB-Hydro. Nous allons donc regarder les résultats des flux de chaleur sensible et latente en détail.

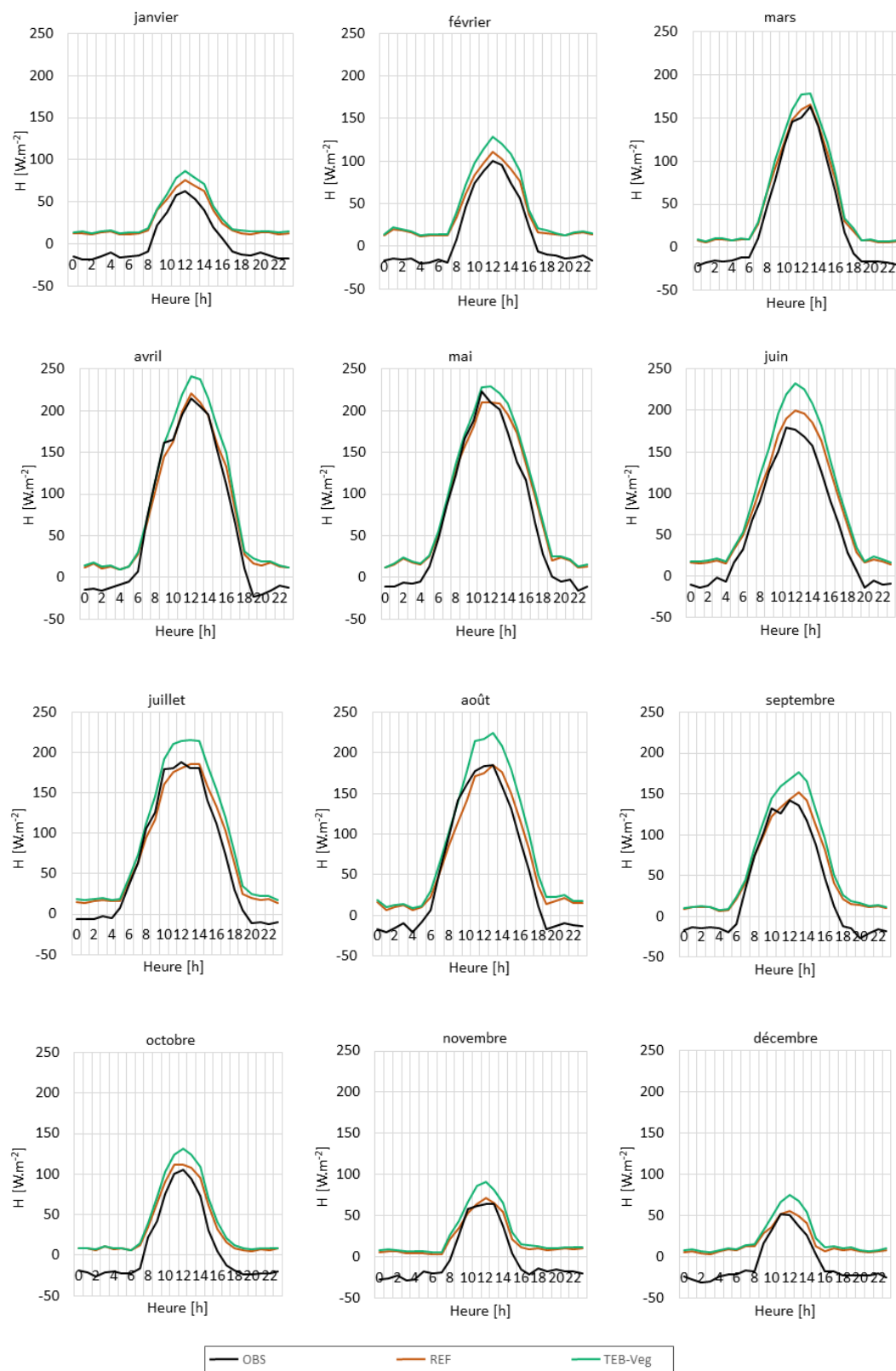


Figure 98 : Comparaison des cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur sensible (H) entre les simulations REF (en orange) et TEB-Veg (en turquoise) et les observations (OBS) en noir.

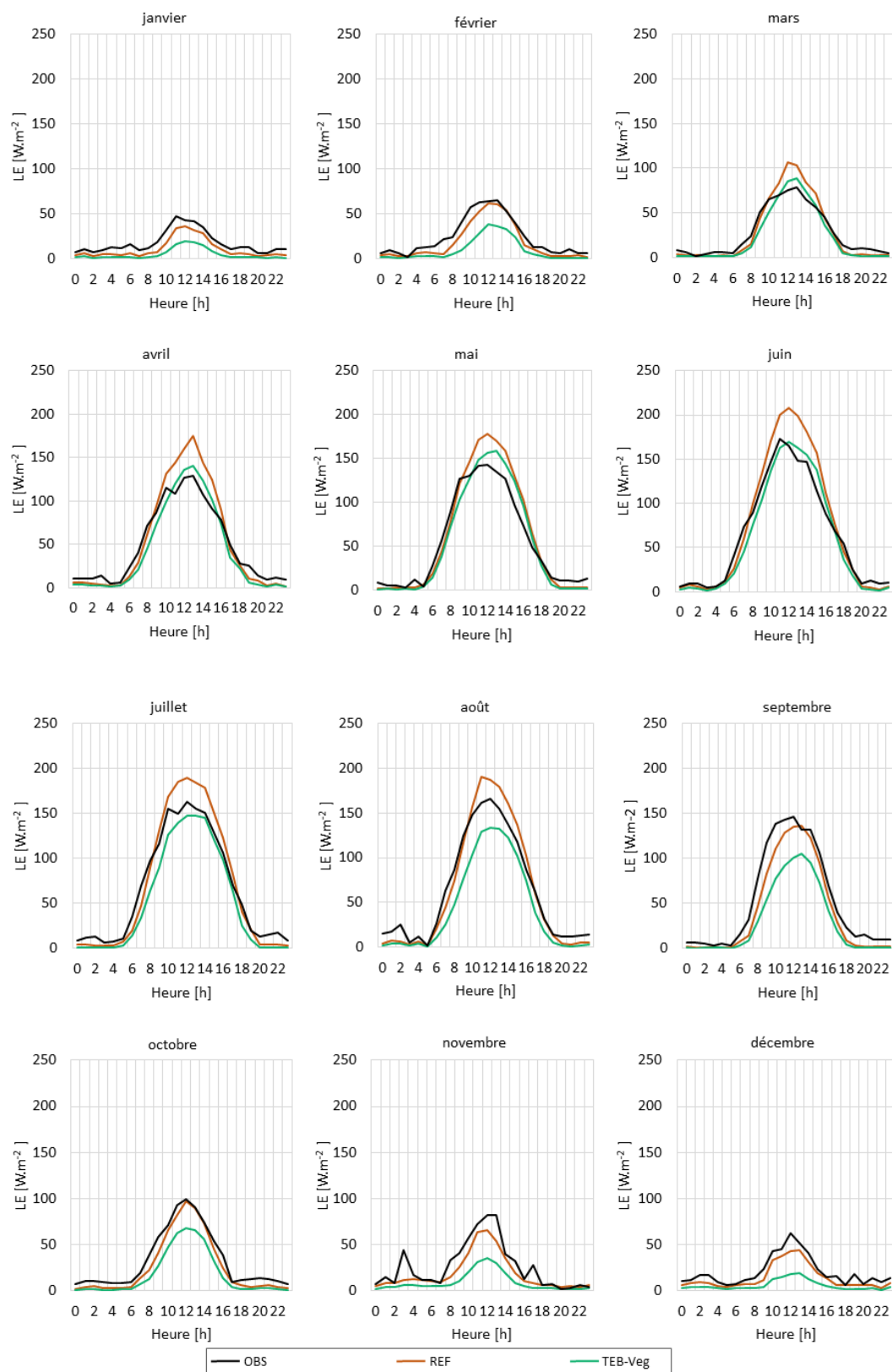


Figure 99: Comparaison des cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur latente (LE) entre les simulations REF (en orange) et TEB-Veg (en turquoise) et les observations (OBS) en noir.

Comme détaillé dans le Tableau 8, le PBIAS et la composante biais (β) du KGE sont relativement élevés dans le cas de flux de chaleur latente en 2012. La variabilité α pour cette année est également la plus élevée. Cela se reflète également dans la confrontation des flux de chaleur latente simulés aux observations avec une dispersion et une surestimation plus importante de la part de TEB-Hydro en 2012 que de TEB-Veg. En revanche, les flux de chaleur sensible sont moins dispersés avec TEB-Veg. Une raison possible pour cette altération des performances de TEB-Hydro et de TEB-Veg en 2012 est la disponibilité des données d'observation. En effet, l'année 2012 est l'année avec le moins de données disponibles (chapitre 2.3.2.2.3 et Figure 91). Par exemple, aucune donnée de flux de chaleur latente n'est disponible sur les mois allant de septembre en décembre 2012 (Figure 100) .

Or, c'est pendant les périodes automnale et hivernale que le modèle TEB-Hydro donne les meilleurs résultats concernant les flux de chaleur latente (Figure 99). C'est ainsi par le biais de la période estivale, où les données sont disponibles, que les résultats des critères d'évaluation sont tirés vers le bas. Même si les flux de chaleur sensible manquent également pour les mois de septembre et octobre, la performance du modèle TEB-Hydro pendant l'année est plus constante (Figure 98). De ce fait, les résultats des critères sont moins affectés.

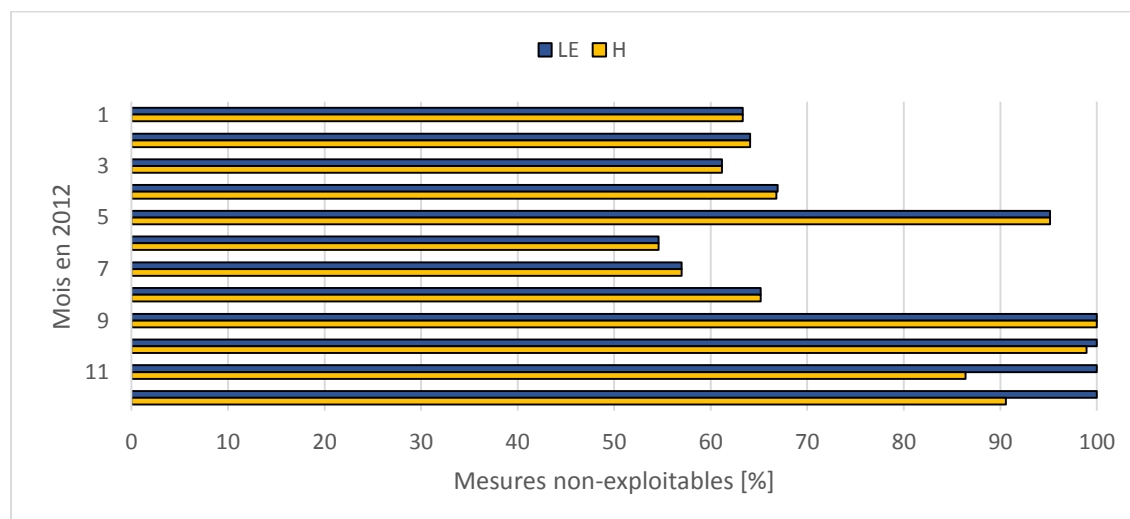


Figure 100: Distribution mensuelle des mesures de flux de chaleur latente (LE) et sensible (H) non-exploitable pour l'année 2012

4.5.2.2. Evaluation des flux de chaleur avec méthode de footprint (méthode 2)

Après avoir comparé la performance de deux modèles sur les flux de chaleur, une question se pose : si l'on restreint les données à celles ayant leurs footprint sur le bassin versant afin d'éliminer les observations qui à priori ne correspondent pas aux flux simulés par le modèle, cela améliorerait-il la performance des modèles ? Pour cela, la méthode 2 a été choisie, qui se base sur la sélection des flux de chaleur en fonction d'une zone tampon à 200 m autour de la délimitation du bassin versant (chapitre 4.5.1.3). Comme dans le chapitre précédent, nous allons nous baser sur les mêmes simulations REF et TEB-Veg. Les critères d'évaluation sont présentés comme précédemment et quelques cycles diurnes des journées d'été et d'hiver sont discutés.

La sélection des flux de chaleur représentatifs de la zone du bassin versant sur la période totale entre 2010 et 2012 permet de limiter la dispersion des données par rapport à une sélection plus globale des données observées (Figure 101 à Figure 104). Cependant, contre toute attente, cette restriction ne contribue pas à une amélioration globale de la performance des deux modèles TEB-Hydro (Tableau 25, Figure 101 et Figure 102) et TEB-Veg (Tableau 26, Figure 103 et Figure 104). Il se peut alors que l'ensemble de la zone d'influence du mât ne soit pas si différent du bassin versant du Pin Sec en terme d'occupation du sol. De plus, cela pourrait être en lien avec des données trop restreintes et non-représentatives des années considérées. Comme le montre le Tableau 24, peu de données sont au final prises en compte par période et pour les deux années 2011 et 2012 une période est moins représentée que l'autre.

Tableau 24 : Nombres de footprint et donc de données de flux de chaleur disponibles pour l'analyse de la performance du modèle, résumé sur 6 mois sur la période automnale et hivernale (mois de janvier, février, septembre, octobre, novembre et décembre) et sur la période printanière et estivale (mois allant de mars à août) de la même année.

Nombres de footprint retenus pour les années

	2010	2011	2012
<i>période automne et hiver</i>	103	134	41
<i>période printemps et été</i>	115	48	154

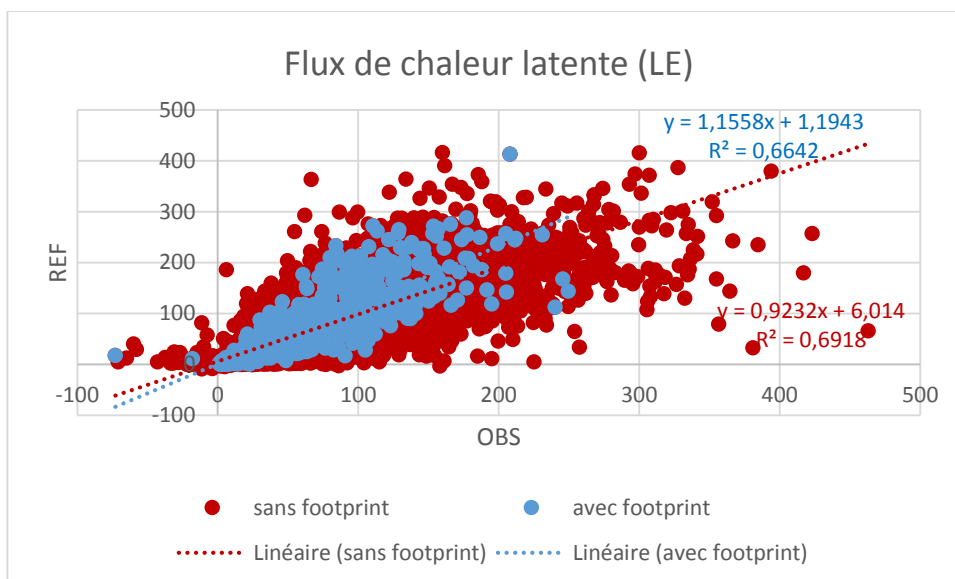


Figure 101: Comparaison de la représentation des flux de chaleur latente (LE) en fonction des observations pour la période totale entre 2010 et 2012 et la simulation REF, sans prise en compte des footprint (rouge) et avec prise en compte des footprint (bleu).

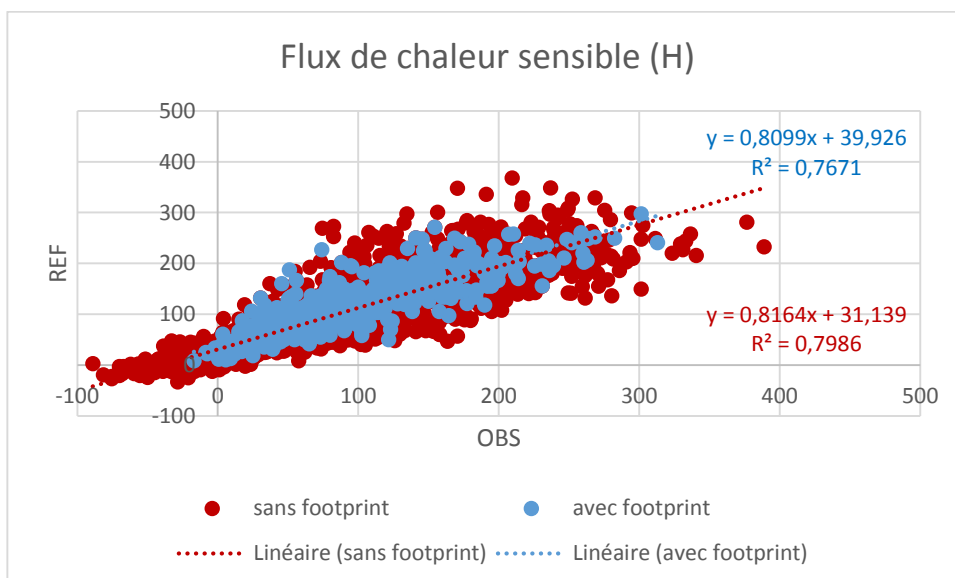


Figure 102 : Comparaison de la représentation des flux de chaleur sensible (H) en fonction des observations pour la période totale entre 2010 et 2012 et la simulation REF, sans prise en compte des footprint (rouge) et avec prise en compte des footprint (bleu).

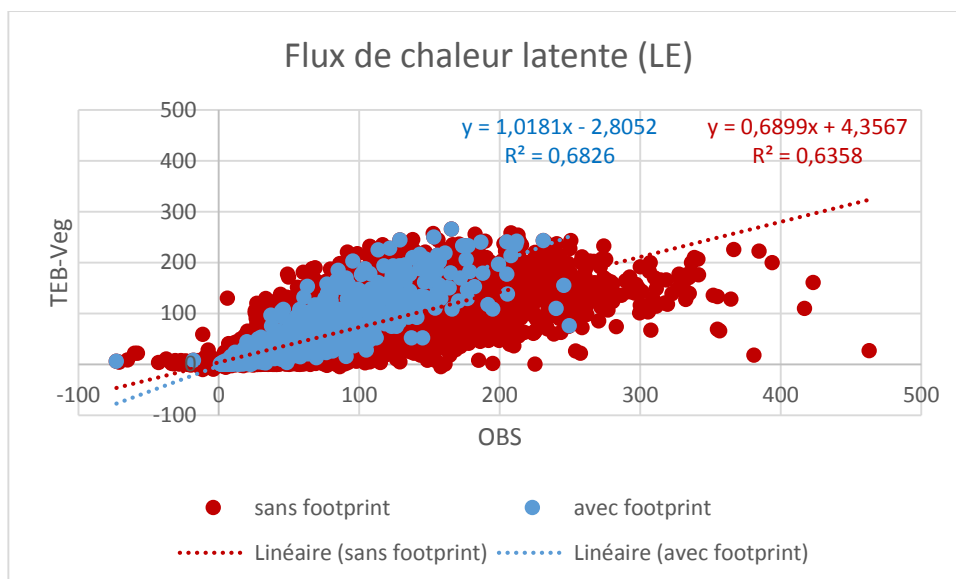


Figure 103 : Comparaison de la représentation des flux de chaleur latente (LE) en fonction des observations pour la période totale entre 2010 et 2012 et la simulation TEB-Veg, sans prise en compte des footprint (rouge) et avec prise en compte des footprint (bleu).

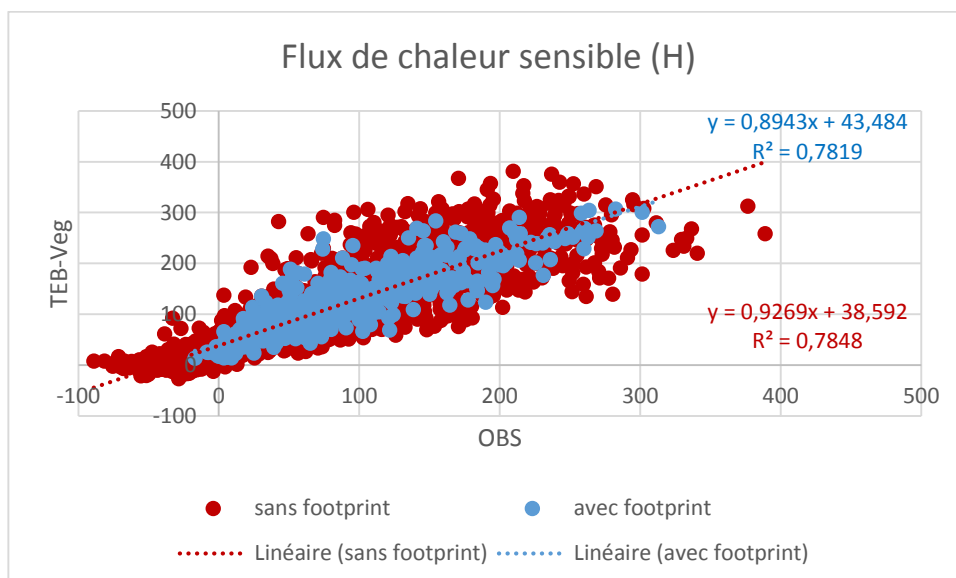


Figure 104 : Comparaison de la représentation des flux de chaleur sensible (H) en fonction des observations pour la période totale entre 2010 et 2012 et la simulation TEB-Veg, sans prise en compte des footprint (rouge) et avec prise en compte des footprint (bleu).

Considérant les critères par année, uniquement les résultats de l'année 2011 se démarquent positivement avec une amélioration de la performance des deux modèles

TEB-Hydro et TEB-Veg sur les flux de chaleur latente et sensible (Figure 105 à Figure 107, Tableau 25 et Tableau 26).

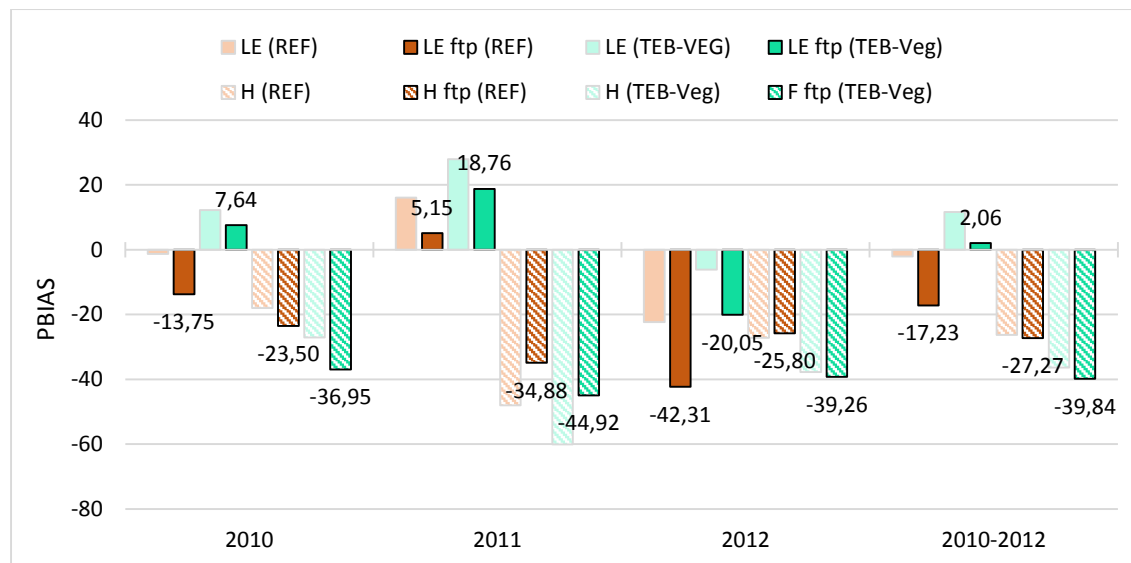


Figure 105: Comparaison du critère d'évaluation PBIAS entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise). Les couleurs pales représentent les résultats présentés à la Figure 95 sans la prise en compte des footprint, et les couleurs foncées représentent les résultats avec la prise en compte des footprint (couleur foncée).

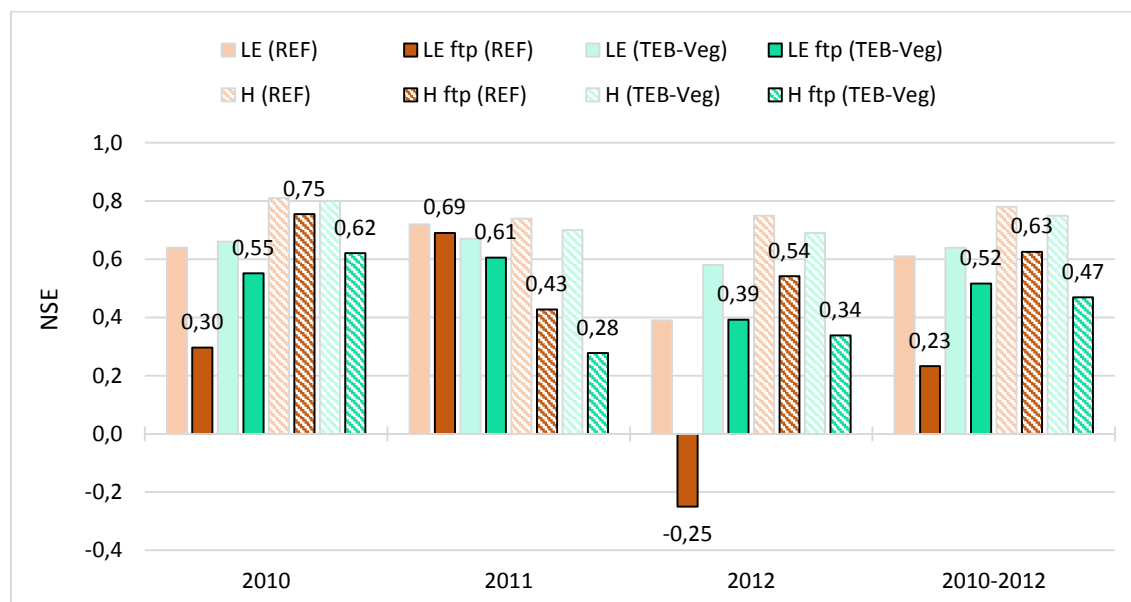


Figure 106: Comparaison du critère d'évaluation NSE entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise). Les couleurs pales représentent les résultats présentés à la Figure 95 sans la prise en compte des footprint, et les couleurs foncées représentent les résultats avec la prise en compte des footprint (couleur foncée).

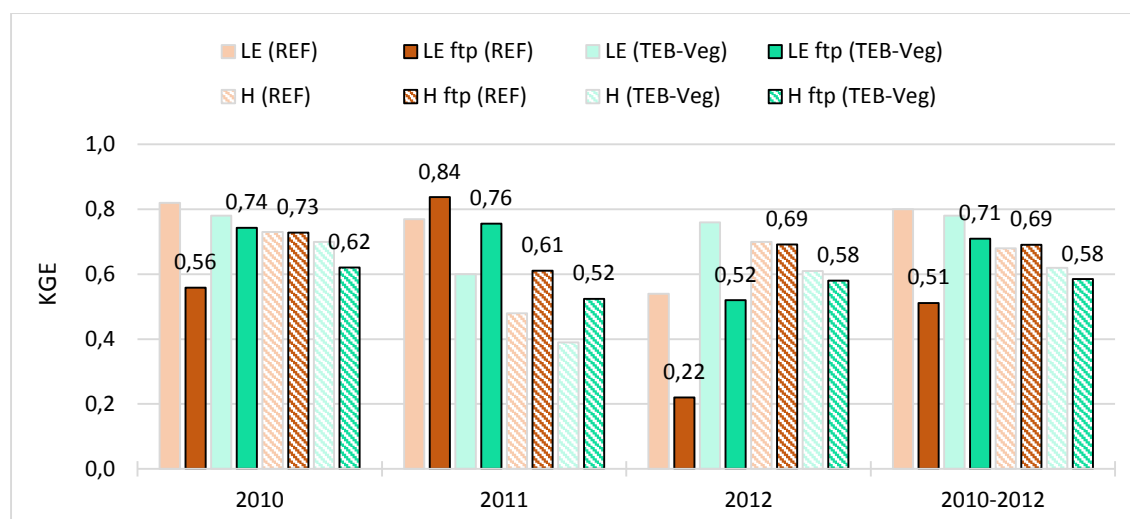


Figure 107: Comparaison du critère d'évaluation KGE entre les flux de chaleur latente LE (bar plein) et sensible H (bar haché) simulés et observés pour la simulation REF (en orange) et pour la simulation TEB-Veg (en turquoise). Les couleurs pales représentent les résultats présentés à la Figure 97 sans la prise en compte des footprint, et les couleurs foncées représentent les résultats avec la prise en compte des footprint (couleur foncée).

Tableau 25 : Composantes du critère d'évaluation KGE entre données simulées et observées en prenant en compte la méthode de footprint pour la simulation REF.

REF	2010		2011		2012		2010-2012	
	LE	H	LE	H	LE	H	LE	H
<i>r</i>	0,81	0,92	0,86	0,83	0,87	0,84	0,81	0,88
<i>alfa</i>	1,37	0,89	1,06	0,97	1,64	0,94	1,42	0,92
<i>beta</i>	1,14	1,24	0,95	1,35	1,42	1,26	1,17	1,27

Tableau 26: Composantes du critère d'évaluation KGE entre données simulées et observées en prenant en compte la méthode de footprint pour la simulation TEB-Veg.

TEB-Veg	2010		2011		2012		2010-2012	
	LE	H	LE	H	LE	H	LE	H
<i>r</i>	0,83	0,92	0,85	0,84	0,88	0,86	0,83	0,88
<i>alfa</i>	1,18	0,97	0,98	1,01	1,42	1,05	1,23	1,01
<i>beta</i>	0,92	1,37	0,81	1,45	1,20	1,39	0,98	1,40

Ainsi, pour la simulation REF, le KGE s'améliore respectivement pour LE et H de 0,77 à 0,84 et de 0,52 à 0,61 (Figure 107, Tableau 22 et Tableau 25). Dans le cas de la simulation TEB-Veg, les KGE augmentent de 0,60 à 0,76 pour LE et de 0,39 à 0,52 pour H (Figure 107, Tableau 23 et Tableau 26). Le PBIAS et la composante beta du KGE sont également améliorés. Considérant la distribution des données disponibles présentée au Tableau 24, il est à noter qu'en 2011 les périodes automnale et hivernale comprennent significativement plus de données que les périodes en printemps et été. Cela est favorable pour la performance du modèle TEB-Hydro, comme il a été détaillé précédemment.

Inversement pour les deux simulations, pour les années 2010 et 2012, les valeurs de KGE concernant les flux de chaleur latente diminuent par rapport aux résultats obtenus sans prise en compte des footprint. La simulation REF démontre une dégradation considérable. En particulier, l'année 2012 ressort avec un KGE médiocre de 0,22, au lieu de 0,54. Ce résultat n'est pas surprenant compte tenu de l'absence de données de flux de chaleur latente pendant quelques mois en périodes automnale et hivernale (Tableau 24).

Toutefois, même si les résultats pour LE révèlent une grande dégradation, ceci n'est pas le cas pour les flux de chaleur sensible (H). Même si nous ne pouvons pas constater une amélioration pour les deux simulations, les résultats restent comparables à l'analyse sans les footprint. Ceci est probablement en lien avec une performance plus constante sur l'année concernant les flux de chaleur sensible dans les deux cas.

La confrontation des résultats de flux de chaleur entre les modèles TEB-Hydro et TEB-Veg ont permis d'évaluer la performance hydro-énergétique de TEB-Hydro. Cela a notamment souligné une amélioration globale des résultats des flux de chaleur latente et sensible avec TEB-Hydro par rapport à TEB-Veg entre janvier 2010 et décembre 2012. Toutefois, les flux de chaleur latente en période de printemps et d'été sont surestimés par TEB-Hydro, ce que pourrait être en lien avec la configuration du modèle vis-à-vis de la végétation et de l'hétérogénéité urbaine. Par la suite, il s'agit donc de discuter le fonctionnement de TEB-Hydro plus en détail. Ainsi nous cherchons à évaluer les choix faits et comment la performance du modèle pourrait être améliorée quant à la représentation de la végétation et la prise en compte de l'hétérogénéité du bâti du bassin versant du Pin Sec.

4.5.2.3. Evaluation des processus hydro-énergétiques

Afin de pouvoir évaluer les processus hydro-énergétiques en fonction de la représentation de la végétation et de la morphologie du bassin versant à travers les différentes options

du modèle TEB-Hydro, nous nous basons sur différents scénarios. Ainsi, nous présenterons 3 simulations supplémentaires à la simulation de référence REF¹⁸:

Simulation REF : Cette simulation correspond à celle utilisée précédemment avec TEB-Hydro. Ainsi, elle représente la meilleure configuration de paramètres sur le bassin versant Pin Sec, selon le calage croisé hydrologique (chapitre 4.2.3). La surface naturelle est représentée par une végétation mixte (haute et basse) et du sol nu correspondant à une occupation du sol de type parc (patch « PARK » du modèle).

Simulation SURFNAT : Cette simulation diffère de la simulation de référence REF par la représentation des surfaces naturelles. Dans ce cas, les surfaces naturelles sont telles que déterminées à l'aide d'un SIG au chapitre 4.2.3. La couverture naturelle se compose de 38% de végétation haute (arbre), de 25% de végétation basse (pelouse) et de 37% de sol nu (Tableau 16).

Simulation VEG : La surface naturelle se compose uniquement de la végétation, sans prendre en compte un sol nu. Ainsi la végétation haute représente 38% comme pour la simulation SURFNAT. La végétation basse remplace la partie « sol nu » de la simulation SURFNAT, et donc représente 62% de la couverture naturelle.

Simulation MORPH : Cette simulation prend en compte l'hétérogénéité du bâti. Le bassin versant est divisé en deux zones distinctes (chapitre 4.2.4). La zone « nord » de 18 ha est composée de maisons individuelles avec une hauteur moyenne de 7,8 m et de jardins privés. Les surfaces imperméabilisées représentent 49% de la surface totale. Ainsi les surfaces naturelles couvrent 51%, avec 7% de végétation haute (arbre), 63% de végétation basse (pelouse) et 30% de sol nu. La zone « sud » est composée de logements collectifs avec une hauteur moyenne de bâtiments plus importante de 12,8 m et des parcs publics. Les surfaces imperméabilisées couvrent 37% de cette zone. Les surfaces naturelles occupent donc 63%, dont 25% de végétation haute (arbre), 38% de végétation basse (pelouse) et 37% de sol nu.

Basé sur ces quatre simulations, nous pouvons synthétiser leurs caractéristiques principales en Tableau 27 :

¹⁸ Il est à noter que le modèle TEB-Hydro a été uniquement calé dans le cas de la simulation REF.

Tableau 27 : Synthèse des caractéristiques des simulations

Simulation		Surf. tot.	Bâti	Surf. nat.	Sol nu	Vég. basse	Vég. haute
<i>REF</i>		100%	18,8%	48,9%	patch « PARK »		
<i>SURFNAT</i>		100%	18,8%	48,9%	37,3%	25,1%	37,6%
<i>VEG</i>		100%	18,8%	48,9%	0%	62,4%	37,6%
<i>MORPH</i>	BV nord	57,8%	22,7%	51,4%	30,5%	62,5%	6,9%
	BV sud	42,2%	13,5%	63,1%	37,0%	37,8%	25,2%

Par la suite, nous allons comparer les cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur latente (Figure 108) et sensible (Figure 109) observés et simulés par les options de simulation présentées ci-dessus. Enfin, les bilans hydrologiques seront analysés pour chaque simulation.

Comme le montre la Figure 108, les simulations sont comparables entre elles pour les périodes automnale et hivernale (entre septembre et février). De plus, l'écart entre les pics des différentes simulations se rapprochent de plus en plus à partir du mois de juillet jusqu'en février. Toutefois, la simulation SURFNAT, qui prend en compte la composition réelle des surfaces, se démarque des autres, avec des cycles de flux de chaleur latente encore plus surestimés tout au long de l'année. Cette surestimation est particulièrement prononcée pendant la période de croissance de la végétation entre mars et juin. Il est également intéressant à noter que la simulation SURFNAT produit des flux de chaleur latente supérieurs à ceux de la simulation VEG. Cela semble intrigant, puisque nous pourrions nous attendre à des flux d'évapotranspiration plus importants de la part de la végétation basse que du sol nu.

Pourtant, il est probable que dans ISBA le processus de l'évaporation de l'eau de surface non-végétalisée est prédominant sur l'évapotranspiration des surfaces végétalisées. Ainsi les transferts en eau entre la surface non-végétalisée et l'atmosphère sont uniquement contraints par la demande atmosphérique, la texture de sol et l'eau disponible pour l'évaporation. En revanche, l'évapotranspiration est également dépendante de la transpiration des plantes. Le processus de transpiration à travers les racines des plantes est dépendant d'autres facteurs (type de plante, croissance, etc.) présenté au chapitre 1. Ainsi, si on veut prendre en compte la composition réelle des surfaces naturelles, le remplacement du sol nu par la végétation basse est un bon moyen de réduire les flux de chaleur latente et inversement d'augmenter les flux de chaleur sensible (Figure 109).

La simulation MORPH prend en compte la morphologie et la composition réelle des surfaces naturelles des deux zones sur le bassin versant. Pendant les mois d'automne et d'hiver, les résultats de cette simulation sont meilleurs que ceux de la simulation SURFNAT. Une meilleure représentation de la morphologie permet alors d'obtenir des résultats comparables à ceux de la simulation VEG, qui ne prend pas en compte de la végétation basse. Par ailleurs, pendant ces périodes, les flux de chaleur latente simulés correspondent mieux aux flux de chaleur latente observés que dans le cas de la simulation REF. De plus, en période de printemps et d'été la simulation MORPH est celle qui surestime le moins les observations. Il semble clair que la description plus détaillée de la morphologie du bassin versant dans la modélisation des flux de chaleur est bénéfique et contrebalance les effets excessifs de la composition réelle des surfaces naturelles sur l'évapotranspiration.

Concernant les cycles diurnes des flux de chaleur sensible (Figure 109), nous pouvons constater que les simulations des chroniques journalières suivant toutes les options sont assez rapprochées, à l'exception de la simulation SURFNAT, qui se démarque encore une fois avec une sous-estimation générale des flux de chaleur sensible, surtout pendant les mois de croissance végétale. En revanche, la simulation MORPH a tendance à surestimer en période de printemps et d'été. Cela est cohérent avec les résultats des flux de chaleur latente.

Il a été constaté que le modèle TEB-Hydro présente des difficultés à reproduire des flux de chaleur nocturnes, indépendamment des simulations. Constat qui peut s'expliquer par la simulation imparfaite de la température des surfaces naturelles par ISBA (*de Munck et al., 2013 ; Mcharrat, 2015*). Il serait intéressant de prendre en compte le module « Tree Canopy » de TEB (chapitre 1.6.1.2.6) qui a été récemment développé par *Redon (2017)*. Avec ce schéma, l'effet d'ombrage de la végétation haute sur les surfaces au sol est pris en compte. Cela pourrait alors améliorer la représentation de la température des surfaces et donc influencer positivement les flux de chaleur simulés.

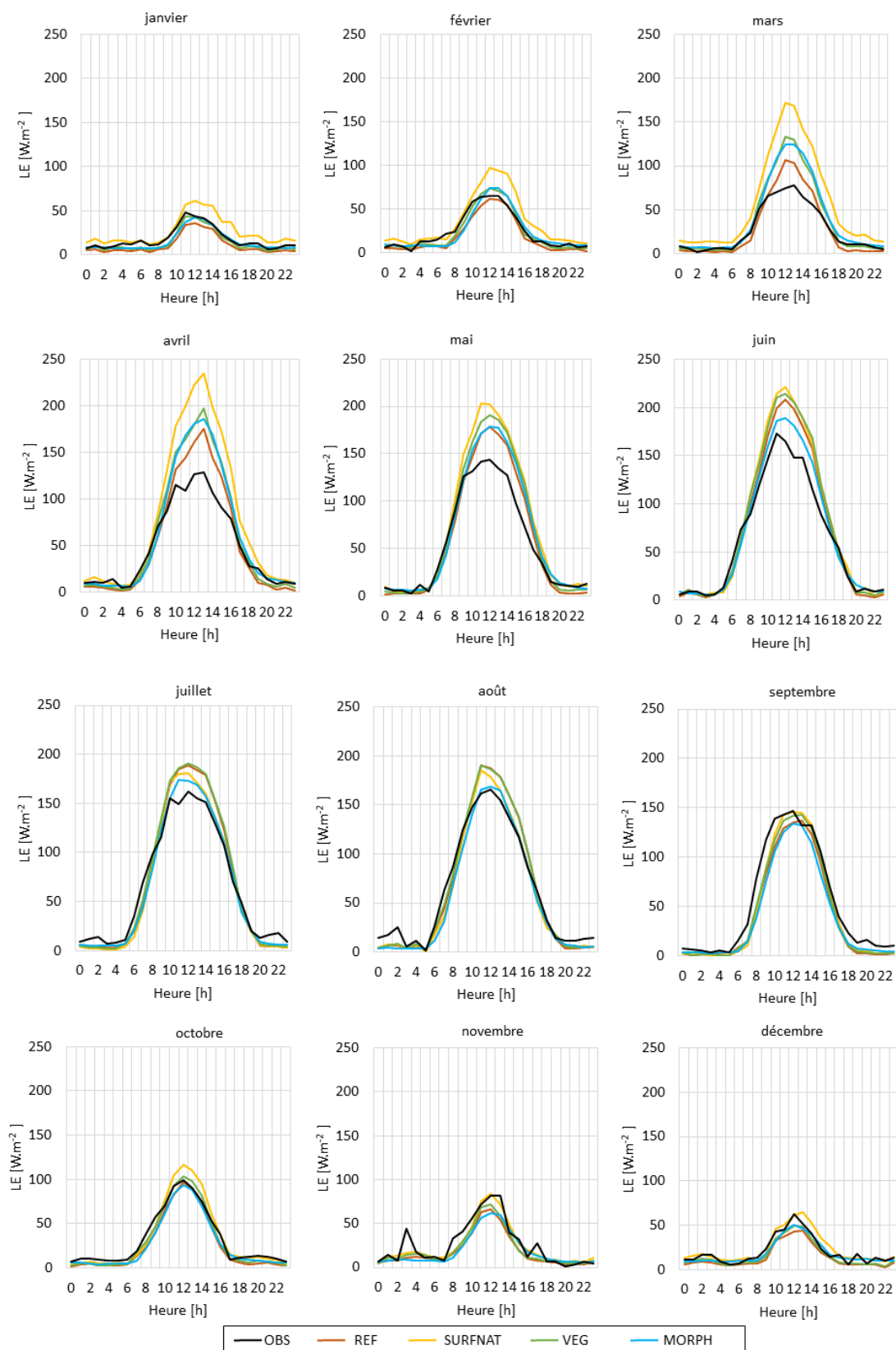


Figure 108: Comparaison des cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur latente (LE) entre les simulations REF (en orange), SURFNAT (en jaune), VEG (en vert) et MORPH (en bleu) faites avec TEB-Hydro et les observations (OBS) en noir.

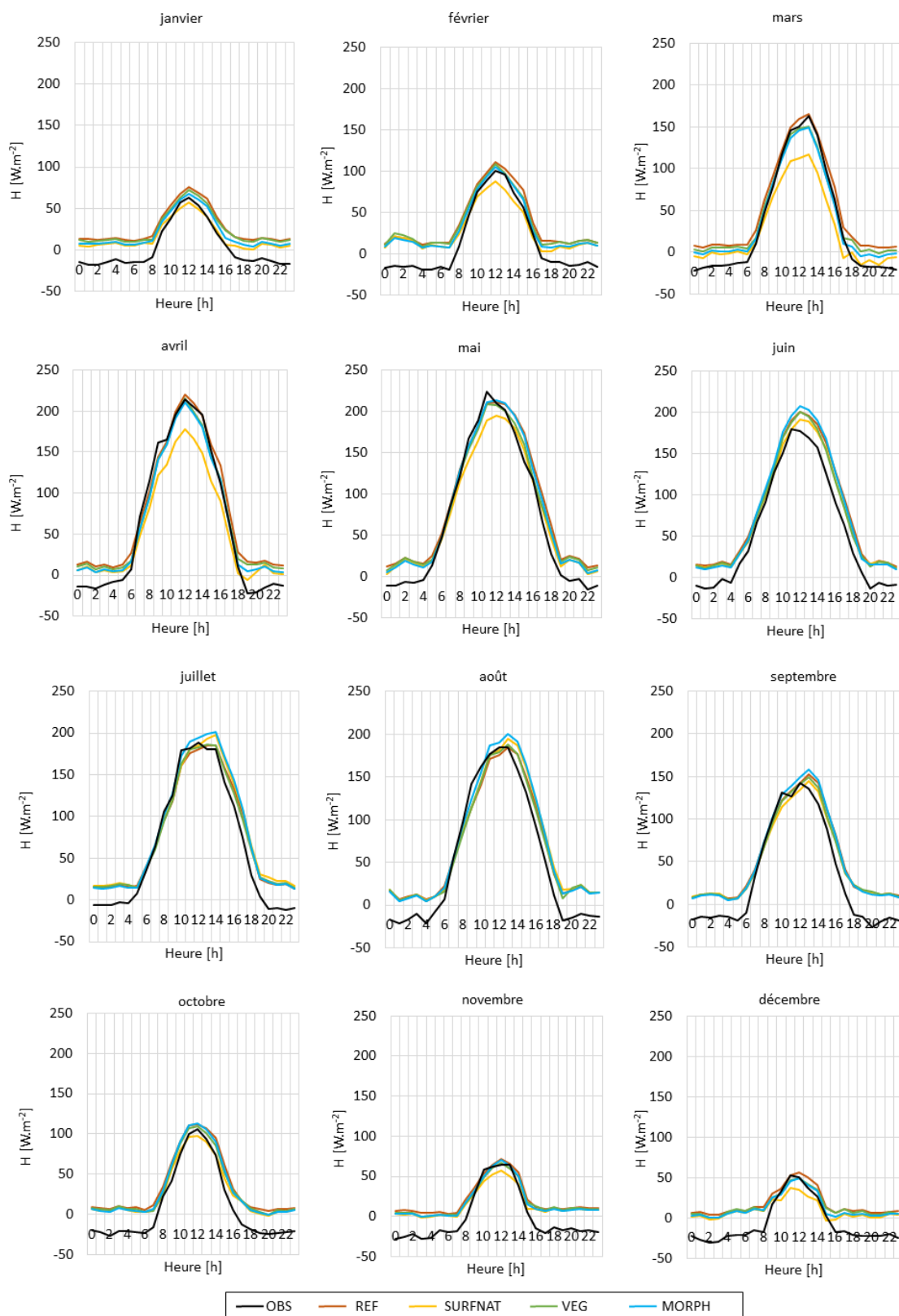


Figure 109: Comparaison des cycles diurnes moyens mensuels interannuels des flux de chaleur sensible (H) entre les simulations REF (en orange), SURFNAT (en jaune), VEG (en vert) et MORPH (en bleu) faites avec TEB-Hydro et les observations (OBS) en noir.

4.5.2.4. Bilan hydrologique

En comparant les bilans hydriques sur la période totale de simulation entre janvier 2010 et décembre 2012 pour les différentes simulations de TEB-Hydro (Figure 110), nous pouvons constater que l'évapotranspiration simulée par REF s'élève à 56% de la pluie totale, ce qui est le moins important de toutes les simulations. REF obtient également le taux de drainage profond le plus élevé avec une valeur d'environ 19% de la pluie totale.

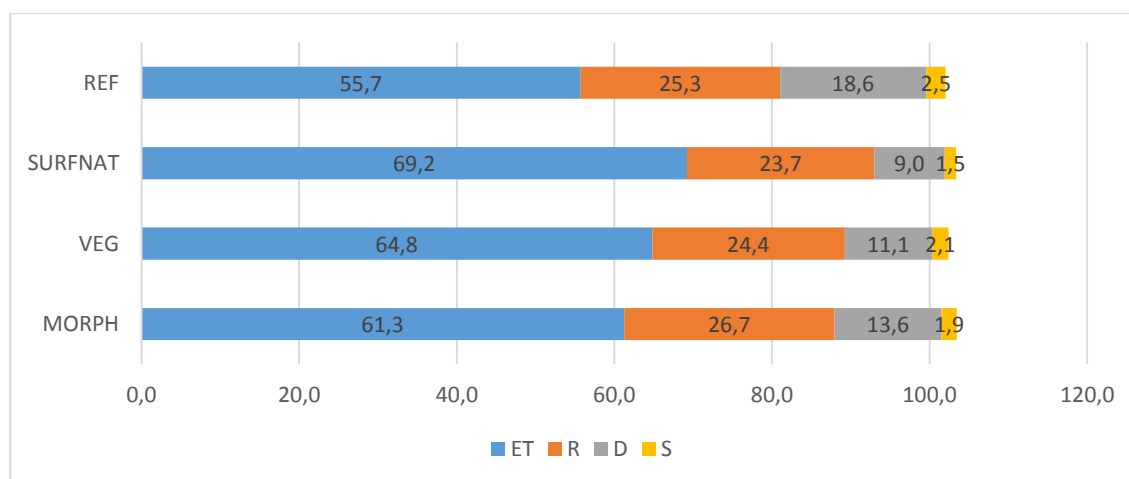


Figure 110: Bilan sur la période de simulation entre 2010 et 2012 pour les différentes simulations avec TEB-Hydro; ET pour l'évapotranspiration totale ; R pour le ruissellement total urbain ; D pour le drainage profond total et S pour le stockage total de l'eau du sol.

Les autres simulations SURFNAT, VEG et MORPH, prenant en compte la composition réelle des surfaces naturelles et donc de la végétation, conduisent à un flux d'évapotranspiration plus élevé. Cela est au détriment des autres composantes du bilan, comme par exemple le ruissellement urbain et le drainage profond. Cependant, les résultats concernant le drainage profond doivent être confirmés en se basant sur un bassin versant urbain avec un réseau hydrographique naturel. Il est intéressant de noter qu'une description plus détaillée de la morphologie du bassin versant (simulation MORPH), diminue le taux d'évapotranspiration de 8% par rapport à la simulation SURFNAT. De même, le remplacement du sol nu par la végétation basse (simulation VEG) permet également de baisser le taux d'évapotranspiration, mais uniquement d'environ 4%.

4.5.3. Conclusion de l'évaluation hydro-énergétique

Pour conclure l'évaluation hydro-énergétique du modèle TEB-Hydro, nous pouvons confirmer qu'avec un calage hydrologique du modèle, il est possible d'obtenir des résultats corrects concernant la composante énergétique. La comparaison des flux de chaleur

latente et sensible sur la période entre janvier 2010 et décembre 2012 démontre une amélioration globale des résultats des flux de chaleur latente et sensible avec TEB-Hydro par rapport à TEB-Veg.

Les améliorations concernent plus précisément la représentation des flux de chaleur latente en période d'automne et d'hiver et la représentation des flux de chaleur sensible pendant toute l'année. Cependant le modèle TEB-Hydro a tendance à surestimer les flux de chaleur latente en période de printemps et d'été. En revanche, le modèle TEB-Veg présente une performance plus stable sur l'année. En général, il semble moins performant en période automnale et hivernale concernant les flux de chaleur latente et il a plus tendance à surestimer les flux de chaleur sensible à l'échelle de l'année que le modèle TEB-Hydro. Toutefois, en période de printemps et d'été les flux de chaleur latente sont mieux représentés.

L'augmentation des flux de chaleur latente avec la simulation REF est probablement causée par l'introduction de l'option « LDRAIN » dans laquelle le drainage profond peut être limité en milieu urbain. L'humidification des basses couches du sol favorise l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement, mais vraisemblablement aussi les processus d'évapotranspiration. Il serait ainsi nécessaire de retravailler cette option en y ajoutant des contraintes supplémentaires liées à la saison afin d'améliorer la performance du modèle en période printanière et estivale.

En prenant en compte la méthode de footprint, il s'agissait de limiter l'évaluation du modèle aux périodes durant lesquelles les footprint des flux de chaleur latente et sensible proviennent du bassin versant du Pin Sec. On ne note pas d'amélioration de la performance du modèle. Ce constat pourrait être expliqué par la sélection des footprint qui ne permet pas d'obtenir des données de flux de chaleur latente et sensible représentatives des différentes saisons et donc des conditions météorologiques. L'agrégation des données de flux à un pas de temps d'une heure conduit à une perte d'information et donc à une perte trop importante des données. De plus, ce pas de temps ne permet plus de garantir la stationnarité lors de la reproduction des moyennes statistiques, ce qui est pourtant préconisé dans la littérature. De ce fait, il semble donc nécessaire de prendre en compte un pas de temps plus fin (i.e. 30 min) pour cette analyse, ce qui implique également un calage hydrologique de TEB-Hydro au même pas de temps.

Quatre configurations du fonctionnement de TEB-Hydro (REF, SURFNAT, VEG, MORPH) ont été comparées. Les différentes configurations étudiées démontrent bien le fonctionnement du modèle à travers la prise en compte de la végétation et de la morphologie du bassin versant. Nous pouvons constater qu'une prise en compte de

différents types de surface naturelle (simulation SURFNAT), plutôt que le patch prédéfini « PARK » proposé par le modèle (simulation REF), augmente considérablement le taux d'évapotranspiration, spécialement en période de croissance de la végétation. Il est d'autant plus étonnant que le sol nu semble avoir une capacité d'évaporation supérieure à la végétation basse (simulation VEG). Cela est en lien avec le schéma de surface ISBA, dans lequel la demande atmosphérique est le facteur dominant dans ce processus. Il sera donc nécessaire de limiter l'évaporation du sol nu en introduisant une contrainte à la demande atmosphérique. La prise en compte de la morphologie (simulation MORPH) permet d'obtenir des flux de chaleur plus réalistes au printemps et en été. Cependant, cette simulation augmente les flux de chaleur latente en période de croissance, comme les autres simulations basées sur la composition réelle de la surface naturelle.

Chapitre 5. Application du modèle dans le contexte du changement climatique

5.1. Introduction

Le modèle TEB-Hydro, développé dans ce travail de thèse, est destiné à l'évaluation hydro-climatique de stratégies d'aménagement pour l'adaptation aux enjeux liés au changement global, ainsi climatique et démographique. De ce fait, nous cherchons à évaluer la possibilité d'application du modèle en projection à l'aide des scénarios climatiques.

Il existe de nombreuses études d'impact du changement climatique sur l'hydrologie (*Boé et al., 2007 ; Boé et al., 2009 ; Nie et al., 2009 ; Karamouz et al., 2011 ; Gagnon, 2012 ; Harader, 2015*). Ces études portent principalement sur les impacts hydrologiques (bilan hydrique des bassins versants, analyse des événements pluvieux extrêmes, etc.) à méso-échelles (bassins versants de 100 km²) et à des échelles temporelles quotidiennes (*Willemns et Vrac, 2011*). Or, l'application des modèles hydro-microclimatiques en projection climatique à l'échelle des bassins versants urbains présente une problématique majeure : les échelles spatiale et temporelle des projections disponibles des modèles régionaux sont inadaptées à certains processus prépondérants du cycle urbain de l'eau. Il est donc nécessaire d'opérer une descente d'échelle, à l'aide des méthodes de désagrégation. Dans notre travail, nous nous basons sur une méthode de désagrégation temporelle existante, spécialement développée pour des modèles SVAT.

L'objectif est d'évaluer cette méthode en cohérence avec les besoins de la modélisation hydro-microclimatique avec TEB-Hydro à l'échelle des bassins versants urbains. D'une part, nous étudierons la représentativité des variables climatiques reconstruites, en particulier de la pluviométrie, en tant que forçage du modèle. D'autre part, le modèle TEB-Hydro sera appliqué en comparant sa performance hydrologique en fonction du jeu de données de forçage observé ou reconstruit. Cela permettra de discuter des perspectives d'application de cette méthode de désagrégation pour l'analyse d'impact du changement climatique sur l'hydrologie urbaine (régime en continu). Dans ce cadre, nous nous basons sur le bassin versant du Pin Sec, comme au chapitre précédant, mais sur une période historique plus étendue.

5.2. Contexte et problématique

Comme démontré dans le Chapitre 1, l'évaluation de l'impact du changement global (démographique et climatique) est primordiale pour une politique d'aménagement urbain efficace (résiliente et durable). Elle permet d'analyser les impacts potentiels sur la gestion des sources en eau et sur le microclimat urbain et de mettre en place des stratégies adaptées pour contrebalancer ses impacts. Pour cela, les études d'impact se basent sur des projections climatiques, qui tentent de prévoir des tendances climatiques futures. Les études peuvent être menées à différentes échelles spatio-temporelles, qui peuvent demander une adaptation des données climatiques fournis par les modèles climatiques globaux (GCM) ou bien régionaux (RCM). Ainsi, un élément clé est la désagrégation spatio-temporelle des données. Dans le travail de ce chapitre nous nous concentrerons sur les spécificités des études d'impacts au changement climatique, sur la disponibilité des projections climatiques des modèles régionaux et sur les principes de descente en échelle. Cela permettra ensuite d'exposer la problématique de ce travail et d'en déduire une méthodologie appropriée à notre objectif.

5.2.1. Les études d'impact

Les études d'impact du changement climatique dépendent de plusieurs étapes : i) la construction des scénarios d'émission, ii) la modélisation climatique correspondant à ces scénarios, iii) la désagrégation spatio-temporelle et iv) la modélisation d'impact (Figure 111). Ces étapes introduisent de nombreuses difficultés et des incertitudes qui s'accumulent avec les étapes, influençant les résultats finaux.

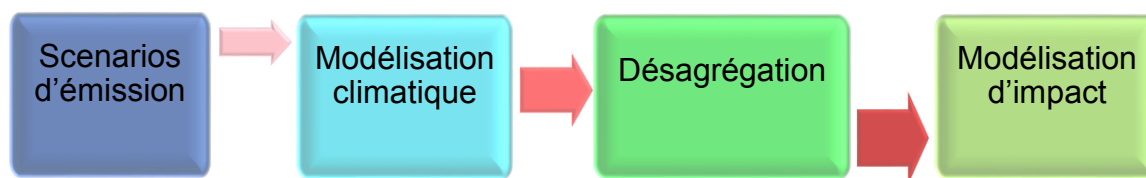


Figure 111: Schéma des étapes nécessaires en étude d'impact du changement climatique dans le contexte de la projection climatique adapté d'après Boé (2007). Les flèches rouges représentent les incertitudes croissantes étape après étape.

Selon Boé *et al.* (2009), la construction des scénarios d'émission contient des incertitudes importantes économiques et sociologiques. Ces incertitudes sont également appelées « réflexives », car elles dépendent de l'homme qui est à l'origine du problème comme de sa solution (Page et Terray, 2010). Quant aux modèles climatiques (globaux ou régionaux) et aux modèles d'impact appliqués, ils sont associés aux incertitudes physiques et numériques. Par ailleurs, plusieurs sources de la littérature (Boé *et al.*, 2009 ; Willems et Vrac, 2011 ; Willems, 2013) constatent qu'une difficulté principale réside dans l'écart entre la résolution temporelle et spatiale des sorties (projections climatiques) fournies par les modèles climatiques (GCM, RCM) et la résolution spatiale et temporelle nécessaire à la modélisation hydro-énergétique urbaine (Figure 112).

Il existe deux groupes de modèles climatiques qui se différencient en fonction de leur domaine spatial d'application : les modèles climatiques globaux (GCM) et les modèles climatiques régionaux (RCM). Les GCM simulent des processus physiques à l'échelle du globe, tandis que les RCM couvrent une région précise (Gagnon, 2012). Contraint par le temps de calcul, la résolution spatiale de GCM est ainsi de l'ordre de ~100 km. C'est ainsi, que les maillages spatiaux des modèles globaux sont généralement trop grossiers pour des applications en hydrologie (Karamouz *et al.*, 2011 ; Harader, 2015) (Figure 112). Quant aux RGM, ils produisent des données à des échelles spatiale (~10 km) et temporelle (parfois tri-horaire mais plus souvent journalier) plus petites. Ils permettent alors de capturer la majorité des changements des processus climatiques (Boé *et al.*, 2009). Cependant, considérant la taille de quelques hectares à quelques km² et le temps de réponse infra-horaire des bassins versants typiquement urbains, une résolution spatiale et temporelle beaucoup plus fine doit être prise en compte en hydrologie urbaine (Willems et Vrac, 2011 ; Willems *et al.*, 2012).

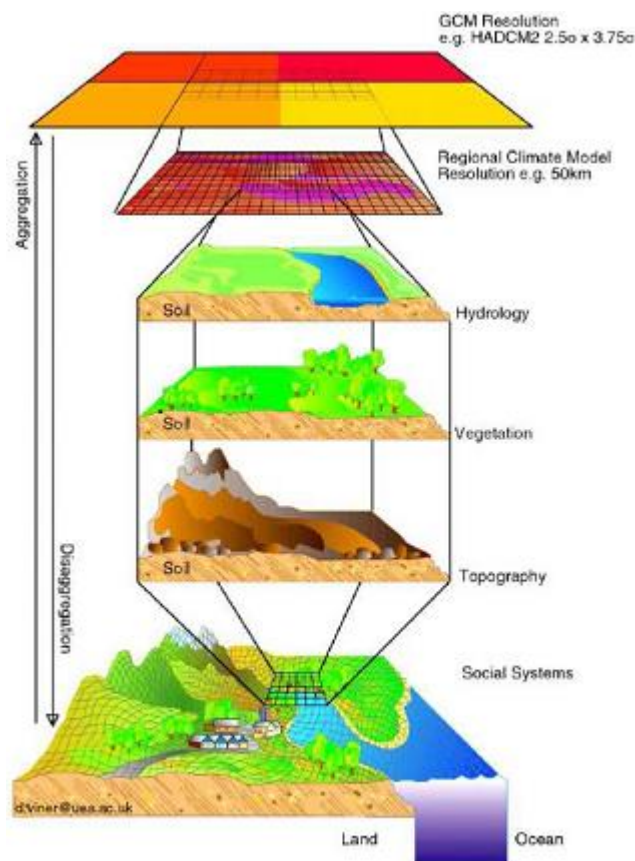


Figure 112: Représentation conceptuelle de la désagrégation spatiale des modèles globaux aux modèles d'impact (<http://www.drias-climat.fr>, consulté en septembre 2018).

De plus, comme la précipitation est une variable déterminante des processus hydrologiques urbains, il est primordial de prendre en compte sa distribution spatio-temporelle (Berne et al., 2004 ; Gagnon, 2012). Toutefois, les champs de pluie sont fortement variables dans l'espace et dans le temps (Wood et al., 2000 ; Jensen et Pederson, 2005) ce qui nécessite une résolution assez fine dans la modélisation hydrologique à l'échelle des bassins versants urbains (Berggren, et al., 2013). Le réalisme des précipitations dans un modèle climatique est ainsi un indicateur clé de sa capacité à représenter les processus physiques en projection (Kendon et al., 2012). Cependant, cette variable climatique présente des difficultés pour des modèles climatiques du fait de sa non-linéarité, et de sa dépendance à la topographie locale, à la dynamique et à la physique du modèle utilisé (Harderer, 2015 ; Willems et al., 2012 ; Laflamme et al., 2016). Ainsi, les projections sont en générale plus fiables pour la température que pour les précipitations (Vavrus et al., 2015 ; Baumberger et al., 2017).

Pour des applications en hydrologie urbaine, il est ainsi primordial d'évaluer la représentation temporelle de la pluie des méthodes de désagrégation. Ainsi, nous nous

concentrerons sur la question de descente en échelle temporelle des variables climatiques, notamment de la pluie, pour la modélisation d'impact en hydro-microclimatologie.

5.2.2. Les scénarios climatiques

Il existe actuellement quatre scénarios différents représentant des évolutions potentielles des émissions de gaz à effet de serre (RCP 2.6, 4.5, 6 et 8.5) (Ouzeau *et al.*, 2014 ; Pumo *et al.*, 2017) (chapitre 1.3.2). Cette troisième génération de scénarios, proposée par le GIEC, se base non seulement sur les changements de forçages radiatifs, mais tient aussi compte de l'évolution socio-économique de la ville (IPCC, 2014). Selon les hypothèses, les scénarios permettent donc de balayer un champ des possibles large du climat futur jusqu'en 2300, entre le scénario RCP 2.6 le plus optimiste et le scénario RCP 8.5 le plus pessimiste (Figure 113). Les scénarios les plus utilisés sont le RCP4.5 et le RCP8.5 (Riahi *et al.*, 2011 ; Thomson *et al.*, 2011 ; Trambly *et al.*, 2013 ; Harader, 2015 ; Soubeyrou *et al.*, 2016). Ainsi, les différents jeux de données produits par les modèles globaux et régionaux à partir de ces deux scénarios, sont accessibles via des plateformes comme ECHO, CMIP5, EXPLORE2070, DRIAS, etc.

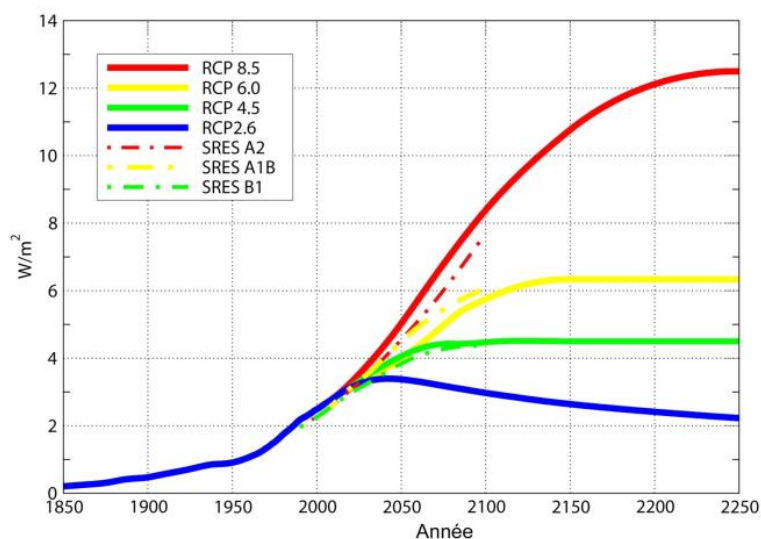


Figure 113: Représentation des scénarios RCP versus la génération précédente des scénarios SRES (Ouzeau *et al.*, 2014)

Loffi (2015) a recensé les disponibilités des données de simulations climatiques dans les bases de données existantes. L'étude s'est centrée sur les portails de DRIAS et d'EURO-CORDEX, qui est maintenant intégré dans DRIAS. Une méthodologie générale de

traitement de ces données a été développée. Les évolutions futures des précipitations et de la température ont été comparées entre différents modèles globaux et régionaux pour les scénarios 4.5 et 8.5 et pour les moyen (2021-2050) et long termes (2071-2100). Les résultats soulignent le constat évoqué au chapitre 1.3.2 et par *Laflamme et al. (2016)*, que l'évolution future simulée de la pluie est fortement dépendante des modèles climatiques globaux et régionaux utilisés, sans toujours de tendance commune.

5.2.3. La désagrégation

Dans le but de surmonter le verrou qui constitue la différence de résolution spatiale et temporelle entre les modèles régionaux et les modèles d'impact, il existe plusieurs types de méthodes de désagrégation : dynamique, statistique ou une combinaison des deux (*Willems et Vrac, 2011 ; Willems et al., 2012 ; Willems, 2013*). Leur objectif est de ramener les chroniques des variables climatiques, issus des modèles régionaux, à une échelle temporelle ou spatiale adéquate à la modélisation hydro-microclimatique urbaine (*Gagnon, 2012*).

L'approche dynamique résout explicitement la physique et la dynamique du système climatique ce qui permet de capturer tous les processus et changements climatiques potentiellement importants. De ce point de vue, les approches dynamiques peuvent être plus précises qu'une approche statistique (*Boé et al., 2009*). Cependant, elles sont coûteuses en calcul, ce qui limite leur champ d'application (*Boé et al., 2009*). Quant à l'approche statistique, elle établit une relation statistique entre les variables locales, nécessaires en entrée du modèle d'impact, et les prédictors atmosphériques à grande échelle (*Gagnon, 2012 ; Willems et al., 2012*). Elle est moins coûteuse en terme de temps de calcul que l'approche dynamique. Cependant selon *Boé et al. (2009)* le problème principal de cette approche est qu'elle corrige les projections futures en se basant sur le climat actuel. Par conséquent, il pourrait en résulter une omission de processus physiques importants intervenant dans le climat futur.

Il existe une grande variété des méthodes statistiques (*Wilby et al., 2002 ; Haylock et al., 2006 ; Willems et al., 2012 ; Boé, 2012*), classifiées en trois catégories : i) analogies ou types de temps (TT), ii) générateurs météorologiques stochastiques ou iii) régression. Par exemple, *Wilby et al. (2002)* ont développé SDSM (Statistical DownScaling Model), un modèle statistique, croisé entre un générateur stochastique et des régressions. *Harpham et Wilby (2005)* et *Haylock et al. (2006)* le comparent à la performance d'autres méthodes statistiques. *Karamouz et al. (2011)* l'utilisent dans leur étude pour améliorer la performance des réseaux de drainage urbains face au changement climatique. *Boé et al.*

(2007) ont développé une méthode statistique par types de temps dans l'objectif d'analyser l'impact du CC sur le régime débimétrique. Elle a été ensuite testée sur le bassin versant de la Seine en climat actuel (Boé et al., 2007). Boé et al. (2009) l'utilisent conjointement avec une méthode dynamique, afin d'étudier l'impact du changement climatique sur le bilan en eau des grands bassins versants en France.

Hidalgo et al. (2014 et 2018) ont également développé une méthode de désagrégation par types de temps, dans le but de produire des données de forçage climatiques pour des modèles de types SVAT (Soil-Vegetation-Atmosphere Transfer) (chapitre 1). Cette méthode permet d'augmenter la résolution temporelle des projections climatiques de journalière à horaire. La méthode se base sur des observations de long terme des variables climatiques d'une station météorologique proche de la zone à étudier et disponibles à un pas de temps horaire. Basée sur une méthode statistique de classification, elle classe le climat local en différents types de temps (TT). Après identification des caractéristiques moyennes des futures projections climatiques, ce classement est ensuite utilisé à la reconstruction de chroniques futures à pas de temps horaire. (Figure 114).

Cette méthode a été testée et évaluée sur Paris et Toulouse pour une période de construction considérée entre 1998 et 2008 (Hidalgo et al. 2014). Ils ont démontré généralement une reproduction correcte des cycles diurnes horaires (amplitude et moyenne) pour les variables de la température et de l'humidité spécifique. Les changements de la direction du vent sont également bien représentés. Les variations de l'intensité du vent sont conservées partiellement. Toutefois, même si la précipitation moyenne journalière est bien représentée, la méthode ne permet pas de reproduire la variabilité intra-journalière des pics de pluie.

Par la suite, Jouglu (2017) a repris cette classification dans le cadre du projet MApUCE sur une cinquantaine de villes en France, mais sans l'évaluer. Dans le cas de Nantes, il s'est basé sur une période de construction entre 2000 et 2009. Ainsi, la classification comprend 12 types de temps, afin de représenter le climat local sur cette période (Figure 115). En classant les types de temps par saison, chacun contient des jours d'automne (vert) et de printemps (jaune). En revanche, les saisons hiver (bleu) et été (rouge) ne sont pas représentées dans chaque TT. Le type de temps le plus représenté est le numéro 2 (14%), le moins représenté le numéro 7 (4%).

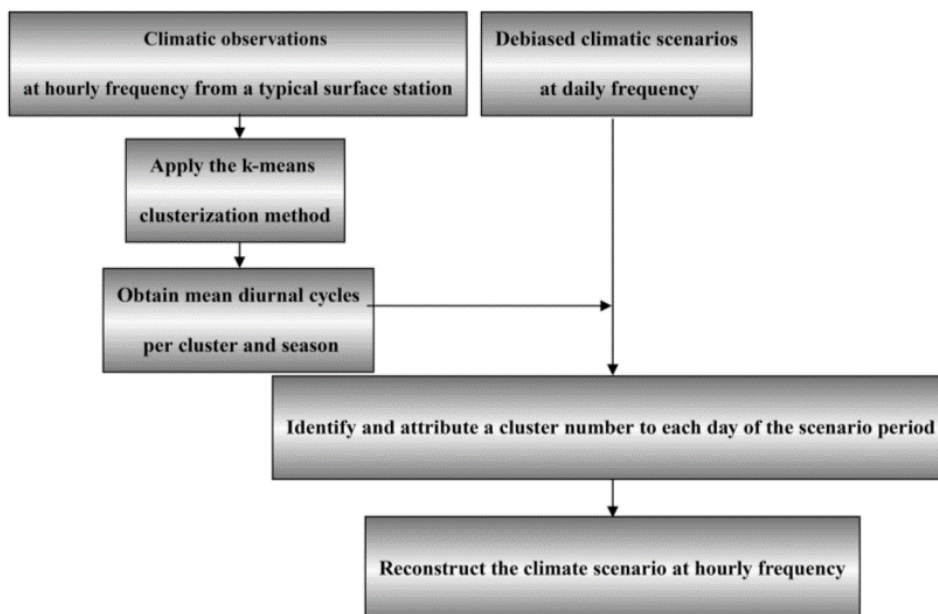


Figure 114: Schéma de la méthode de désagrégation par types de temps d'après Hidalgo et al. (2014) décrivant les étapes en se basant sur les données d'entrée observées à une fréquence horaire et les projections climatiques à une fréquence journalière pour reconstruire des projections climatiques à une fréquence horaire.

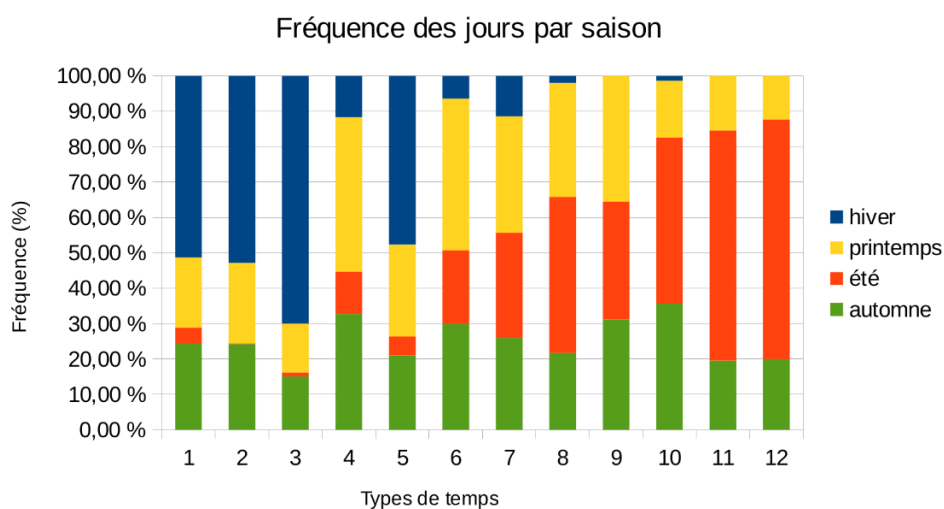


Figure 115: Représentation des classes de types de temps (TT) en fonction de la saison sur la période 2000-2009 dans le cas de Nantes par Jouglu (2017)

5.2.4. Problématique de ce travail

Afin de pouvoir appliquer un modèle, comme TEB-Hydro, en projection, il est indispensable de tenir compte de toutes les variables climatiques nécessaires pour son forçage. Ainsi, les projections climatiques doivent comprendre la vitesse et la direction du

vent, la température et l'humidité spécifique de l'air, la précipitation, le rayonnement solaire et la pression atmosphérique.

Cependant, le jeu de données corrigé le plus complet existant aujourd'hui sur le portail de DRIAS est celui du modèle global CNRM2014 combiné avec le modèle régional Aladin (Tableau 28). Toutes les sorties nécessaires pour le forçage climatique sont disponibles à un pas de temps journalier, à l'exception de la direction du vent. Comme nous appliquons TEB-Hydro sur le bassin versant du Pin Sec en forçage homogène (1D), la direction du vent n'est pas prise en compte. En revanche, cette sortie climatique de CNRM2014-Aladin est exigée par la méthode de désagrégation.

Tableau 28: Données journalières disponibles sur le portail DRIAS pour CNRM2014/Aladin

Paramètre corrigé quotidien pour CNRM2014/ Aladin	Unité	Période Ref 1950-2005	RCP4.5 et 8.5 2005-2100
<i>Température min. journalière à 2 m</i>	K / C°	x	x
<i>Température max. journalière à 2 m</i>	K / C°	x	x
<i>Précipitation liquide</i>	mm	x	x
<i>Humidité spécifique à 2 m</i>	g.kg ⁻¹	x	x
<i>Rayonnement visible incident</i>	W.m ²	x	x
<i>Rayonnement infra-rouge incident</i>	W.m ²	x	x
<i>Vitesse du vent à 10 m</i>	m.s ⁻¹	x	x
<i>Max. journalier des rafales de vent à 10 m</i>	m.s ⁻¹	x	x
<i>Direction du vent</i>	-	-	-

De ce fait, nous ne pouvons pas nous baser sur des projections climatiques disponibles, afin d'évaluer l'application de TEB-Hydro en projection climatique. Nous avons donc adopté une autre approche. Nous considérons une période historique sur laquelle nous évaluons une méthode de désagrégation temporelle. Pour cela nous nous basons sur la méthode de *Hidalgo et al. (2018)*. Cette méthode semble adaptée à notre contexte puisqu'elle a été développée pour des modèles SVAT, dont ISBA fait partie. De plus elle a déjà été appliquée sur la ville de Nantes (*Jouglà, 2017*).

5.3. Méthodologie

L'objectif est d'évaluer l'impact de la méthode de désagrégation existante en termes d'une part de reconstruction de données observées et d'autre part de simulation de variables

hydrologiques par le modèle TEB-Hydro. Pour cela nous considérons un régime en continu plutôt que des évènements extrêmes. Adaptée de *Hidalgo et al. (2018)* la méthode statistique utilisée se base sur la classification du climat local en types de temps (TT) (local weather type en anglais (LWT)). La mise en œuvre de cette méthode s'effectue en deux étapes (Figure 116) :

- ⇒ Caractérisation du climat local en types de temps en s'appuyant sur des chroniques décennales horaires de quatre variables climatiques observées (amplitude diurne de la température, vitesse ($m.s^{-1}$) et direction (4 quarts) moyenne du vent, précipitation moyenne ($mm.h^{-1}$) et humidité spécifique moyenne ($g.kg^{-1}$)).
- ⇒ Attribution des types de temps sur cette même période en se basant sur une moyenne journalière de toutes les données atmosphériques nécessaires pour le forçage du modèle. Reconstruction des chroniques de forçage à un pas de temps horaire.

L'évaluation de cette méthode se fera également en deux étapes :

- ⇒ Comparaison des chroniques observées et reconstruites des variables climatiques, notamment la pluie, la température et l'humidité.
- ⇒ Comparaison des variables hydro-climatiques simulées (débit dans le réseau d'assainissement, débit suite au ruissellement de surface et flux de chaleur latente) à partir des données de forçage observées (simulation OBS) et à partir des données de forçage reconstruites (simulation REC).

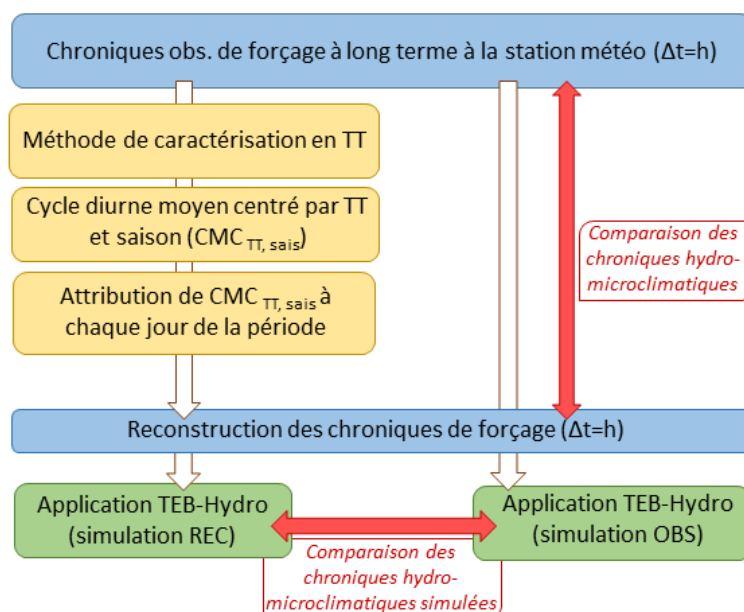


Figure 116: Schéma de la méthodologie appliquée dans ce chapitre, adaptée d'après Hidalgo et al. (2014)

5.3.1. Chroniques d'observation

La classification du climat local en types de temps nécessite des chroniques horaires sur le long terme (*Hidalgo et al., 2014 et 2018*). Ainsi, la période d'observation doit comprendre au moins 10 ans consécutifs. Les chroniques peuvent provenir de différentes sources, station météorologique opérationnelle ou bien modèle en cas d'absence de données observées.

5.3.2. Méthode de caractérisation - classement en Types de temps (TT)

L'objectif ici est d'obtenir un ensemble de types de temps représentant la majorité de situations météorologiques du climat local sur le bassin versant du Pin Sec. Pour cela, quatre variables climatiques sont considérées provenant de la station météorologique :

- ⇒ Amplitude diurne de la température (°C)
- ⇒ Vitesse (m.s^{-1}) et direction (4 quarts) moyenne du vent
- ⇒ Précipitation moyenne (mm.h^{-1})
- ⇒ Humidité spécifique moyenne (g.kg^{-1})

La méthode statistique de classification utilisée pour caractériser et classer le climat local en types de temps (TT) se base sur *Hidalgo et al. (2018)*. Ainsi, la méthode de PAM (Partitioning Around Medoids) est préconisée. Elle permet de classer les objets (n) en un certain nombre de classes (k).

Selon *Hidalgo et al. (2018)*, le principe de cette méthode est basé sur un processus itératif qui minimise la distance entre chaque donnée appartenant à la même classe et de son centre, également appelé centroïde. Pour cela une journée type réelle représentative de chaque classe est sélectionnée afin de caractériser le climat local. Les données sont ensuite attribuées à une classe en fonction de la distance entre la donnée et le centroïde de la classe à chaque pas d'itération. L'itération s'arrête alors lorsqu'il n'y a plus d'échange de données entre les classes. En général, la mesure de distance détermine comment la proximité de deux éléments est calculée lors de la formation de classes. Pour cela, la méthode PAM utilise une matrice de dissimilarité, basée sur la distance de Gower. Selon *Hidalgo et al. (2018)*, cette distance est capable de gérer différents types de variables. Cela est notamment important dans le cas de la direction du vent, qui est une variable plus qualitative que les autres variables.

Afin d'obtenir le nombre optimal de classes de types de temps représentant au mieux les propriétés du climat local, une itération en ordre croissant du nombre de classes est effectuée. Selon *Hidalgo et al. (2018)*, l'application de cette méthode dans le cadre du projet MApUCE a montré que le nombre de types de temps satisfaisants se situait entre 7 et 15. L'application de la matrice de dissimilarité permet par la suite de calculer, pour chaque nombre de classe de TT testé, la différence entre les chroniques originale et reconstruite. Pour cette représentation de différences, nous pouvons déterminer le nombre de classe de TT ayant un minimum local¹⁹. Parmi ces minimas, le premier qui permet d'obtenir un gain supérieur à 50% d'amélioration dans la reconstruction est retenu.

5.3.3. Reconstruction des chroniques horaires

Par la suite, nous procéderons à la reconstruction des cycles moyens centrés par TT et saison d'après *Hidalgo et al. (2014 et 2018)*. Les différentes étapes sont les suivantes :

- i. Suite à la classification par TT, une classe de TT a été attribué à chaque jour de nos chroniques horaires de chaque variable. Il est donc possible de calculer des cycles moyens centrés, en soustrayant la moyenne journalière de chaque pas de temps horaire de la journée correspondante.
- ii. Les cycles moyens centrés sont classés en fonction de la saison et des classes de TT.
- iii. Un cycle moyen centré est déterminé pour chaque saison et chaque TT. Ce sont ces cycles moyens centrés par saison et classe de TT qui vont être utilisés dans l'étape suivante de reconstruction.
- iv. En dernière étape la moyenne journalière de la chronique originale est ajoutée à chaque pas de temps horaire du cycle moyen centré par saison et classe de TT attribué à la journée.

Dans le cas de la température, il convient de multiplier les valeurs de chaque cycle moyen centré par saison et classe de TT par un facteur, afin d'éviter des différences de température entre chaque cycle journalier. Cela s'exprime d'après *Hidalgo et al. (2018)* de la manière suivante :

$$T(h)_i = \bar{T}_i + (\Delta T(h)_{season_mean})_k \times C_{te} \quad \text{Équation 5.1}$$

¹⁹ Le minimum local est la valeur de la représentation de différences pour laquelle la courbe change de pente de manière significative.

$$\text{avec : } \Delta T(h) = T(h)_j - \bar{T}_j \quad \text{Équation 5.2}$$

$$\text{et : } C_{te} = \frac{(T_{max} - T_{min})_{obs}}{(T_{max} - T_{min})_k} \quad \text{Équation 5.3}$$

Avec i le nombre actuel des jours, j le nombre total des jours de la période, k le nombre de classes de TT, T_{max} et T_{min} la température maximale et minimale de la journée, $T(h)_j$ la température au pas de temps d'horaire, \bar{T}_j la température moyenne journalière, $\Delta T(h)$ le cycle moyen centré, $(\Delta T(h)_{season_mean})_k$ le cycle moyen centré par saison et classe de TT k , C_{te} le facteur exprimé par le rapport de la différence entre la température maximale et minimale journalière des cycles originaux et celle des cycles moyens centrés par saison et classe de TT.

Concernant la reconstruction du rayonnement (à grande et courte longueur d'onde) nous avons rencontré des difficultés. En se basant sur la méthode décrite par *Hidalgo et al. (2018)*, il se peut que les cycles du rayonnement reconstruits $(R(h)_i)$ pour chaque jour i comprennent des valeurs négatives nocturnes suite à la soustraction de la moyenne journalière. Ainsi, nous avons choisi d'adapter la méthode, afin d'éviter une reconstruction des chroniques avec des valeurs négatives. La première étape, précédemment notée i), ne consiste plus à soustraire la moyenne journalière de la chronique observée, mais à se baser directement sur la chronique observée tel quelle pour les étapes suivantes ii) et iii). A la dernière étape iv), nous n'ajouterons donc pas la moyenne journalière au cycle moyen centré par saison et classe de TT $((R(h)_{season_mean})_k)$, mais multiplierons à chaque pas de temps le rapport (C_R) de la moyenne journalière de la chronique originale $(R_{j,obs})$ à la moyenne journalière du cycle moyen centré par saison et classe de TT de la journée correspondante $(\overline{R_{j,k}})$. Cela est alors appliqué pour reconstruire des chroniques de forçage du rayonnement à grande longueur d'onde (LW), du rayonnement diffusif (SCA_SW) et direct (DIR_SW) à courte longueur d'onde.

$$R(h)_i = (R(h)_{season_mean})_k \times C_R \quad \text{Équation 5.4}$$

$$\text{avec : } C_R = \frac{R_{j,obs}}{\overline{R_{j,k}}} \quad \text{Équation 5.5}$$

5.3.4. Méthode d'évaluation

Nous évaluerons la méthode de désagrégation temporelle à l'aide de la période de reconstruction entre 2008 et 2017. L'évaluation se fait en deux étapes : premièrement

nous comparons les variables climatiques observées et reconstruites, telles que la pluie, la température et l'humidité, afin d'évaluer l'impact de la méthode sur les tendances au cours de la période considérée. Deuxièmement, nous appliquerons le modèle TEB-Hydro avec les données de forçage observées puis reconstruites et nous comparerons par la suite les variables hydrologiques des deux simulations.

Nous discuterons les résultats par saison humide et par saison sèche. Il est donc à noter que pour l'évaluation hydrologique la saison humide correspond à la période allant de novembre à avril et la saison sèche allant de mai à octobre. Considérant les premiers résultats d'évaluation de cette méthode de désagrégation concernant la variable de pluie (*Hidalgo et al., 2014*), nous nous appuyerons majoritairement sur les pas de temps journaliers et mensuels. Les critères d'évaluation appliqués seront les mêmes pour les deux étapes.

5.3.4.1. Quantiles des données climatiques

Le quantile d'une variable exprime la probabilité au non-dépassement d'une valeur seuil, dont l'intervalle est fixé à 5% dans ce travail. Représenter les quantiles d'une variable est significatif de la tendance de la variable climatique considérée en mettant l'accent sur des moyennes, maximas, minimas ou cumuls journaliers et mensuels. Cette méthode a été prise en compte par *Loffi (2015)*, afin de caractériser l'évolution des données climatiques (précipitation et température) en projection et sur la période historique.

5.3.4.2. Distribution théorique de fréquence des données hydrologiques

Un autre outil d'évaluation choisi est la distribution théorique de fréquence (*Oosterbaan, 1994*). Cette méthode est généralement appliquée afin d'attribuer une distribution théorique à une série observée de valeurs extrêmes. Elle permet par la suite d'interpoler ou d'extrapoler des événements hydro-climatologiques potentiels. Parmi plusieurs distributions fréquentielles, les distributions de Gumbel, de Fréchet et de Weibull ou bien les trois combinés sous le nom de « GEV » (Generalized Extreme Value) sont les plus connues (*Coles, 2001*). Notamment la distribution de Gumbel (*Gumbel, 1954*) est fréquemment utilisée en hydro-climatologie à l'échelle mensuelle ou annuelle (*Oosterbaan, 1994*). La distribution GEV est souvent appliquée en lien avec des événements extrêmes annuels hydrologiques de courte durée, comme par exemple dans le contexte des crues-éclair en région méditerranéenne en France (*Payraastre et al., 2011*).

Afin d'ajuster des distributions fréquentielles sur nos variables hydrologiques, nous nous appuyerons sur le package R « nsRFA » (non-supervised Regional Frequency Analysis)

(Viglione *et al.*, 2018). Ce package permet d'utiliser différents types de distribution fréquentielle par le biais d'une approche bayésienne en combinaison avec l'algorithme de Monte Carlo Markov Chain (MCMC). Il est généralement utilisé dans le contexte d'analyse des événements historiques de pluie et de crues extrêmes puisqu'il convient de combiner différents types d'informations pour l'analyse (débit de point, chronique débitimétrique) (Reis *et Stedinger*, 2005 ; Payrastra *et al.*, 2011 ; Nguyen *et al.*, 2014 ; Halbert *et al.*, 2016).

Le type de distribution choisi dans notre cas d'évaluation est la distribution de Gumbel. Elle permet d'analyser des maxima hydrologiques en représentant la distribution avec sa courbe optimale et son intervalle de confiance entre 5% et 95%. Les données sont présentées en fonction de la période de retour, en lien avec les valeurs maximales choisies. Ainsi, par exemple, pour des extrêmes mensuels considérés, une période de retour en mois est donnée. Nous comparons donc la distribution fréquentielle des données reconstruites à celle d'origine afin d'analyser la capacité de la méthode de désagrégation à reproduire des extrêmes des variables hydrologiques (précipitation et débit).

5.4. Application de la méthode de désagrégation au bassin versant du Pin Sec

Nous appliquerons la méthode de désagrégation, adaptée de Hidalgo *et al.* (2018) selon la méthodologie exposée au bassin versant du Pin Sec.

5.4.1. Chroniques d'observations

Dans ce travail de chapitre, nous nous basons sur des données horaires, provenant de la station météorologique de Bouguenais, pendant une durée de 10 ans, comprise entre janvier 2008 et décembre 2017. Comme présenté au chapitre 2, nous disposons des chroniques complètes sur ces 10 années pour les variables de pluie, de température, d'humidité, de pression atmosphérique, de direction et vitesse du vent. En revanche, les données du rayonnement à grande et courte longueur d'onde ne sont disponibles pour que 8 ans consécutifs. Cependant, la période de reconstruction considérée pour la méthode de caractérisation en TT correspond à la période totale de 10 ans, comme cette méthode se base uniquement sur 4 variables climatiques (température, pluie, vent et humidité). En outre, par la suite, nous ne pourrons appliquer TEB-Hydro qu'entre novembre 2008 et juin 2016, faute d'absence du rayonnement.

5.4.2. Méthode de caractérisation – classement en types de temps

La classification est appliquée à la période d'observation de 10 ans. Il est à noter qu'en climatologie, l'hiver s'étend de décembre à février, le printemps de mars à mai, l'été de juin à août et l'automne de septembre à novembre. Lors de la classification, un intervalle entre 7 et 15 TT de classes de types de temps a été appliqué à notre jeu de données. Ainsi nous pouvons représenter la différence entre les chroniques originale et reconstruite pour chaque classe de TT. Comme le montre la Figure 117, nous pouvons retenir trois minimas locaux pour un nombre de types de temps de 8, de 11 et de 13.

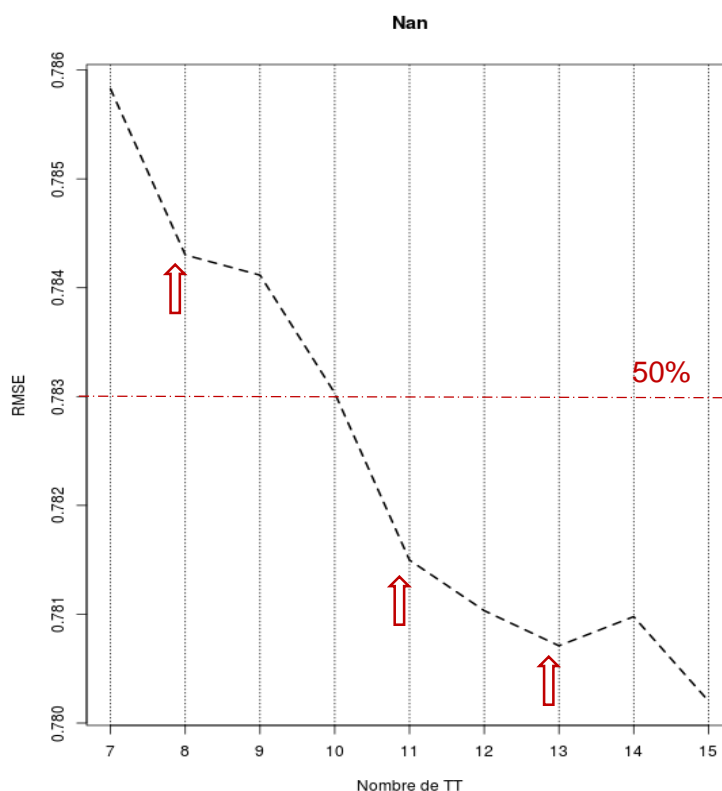


Figure 117: Représentation de la différence entre les chroniques originales et reconstruite pour une itération de nombre de classes entre 7 et 15 TT, dont trois minimas locaux sont retenus (flèches rouges).

Pour chaque minimum local, nous pouvons représenter la fréquence d'occurrence des TT de la période considérée et en fonction des saisons (Figure 118 à Figure 120). Il est à noter que la différence de la fréquence d'occurrence entre certains TT est plus marquée dans le cas de 8 TT que pour les autres cas. Pour ce choix le TT numéro 5 se démarque clairement tandis que pour les autres choix plusieurs TT semblent aussi fréquents. Dans

les trois cas, il y a toujours au moins un TT qui ne contient pas la saison d'hiver. En revanche, les autres saisons sont présentes dans chaque TT.

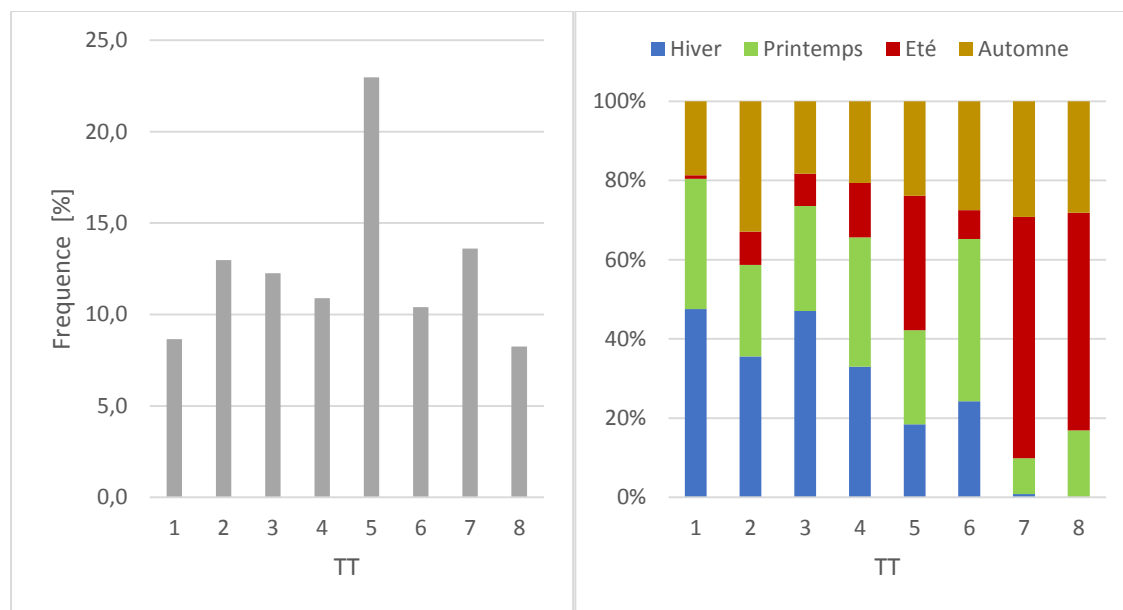


Figure 118: Fréquence d'occurrence de TT totale (à gauche) et en fonction des saisons (à droite) sur la période 2008-2017 pour le minimum local de 8 TT.

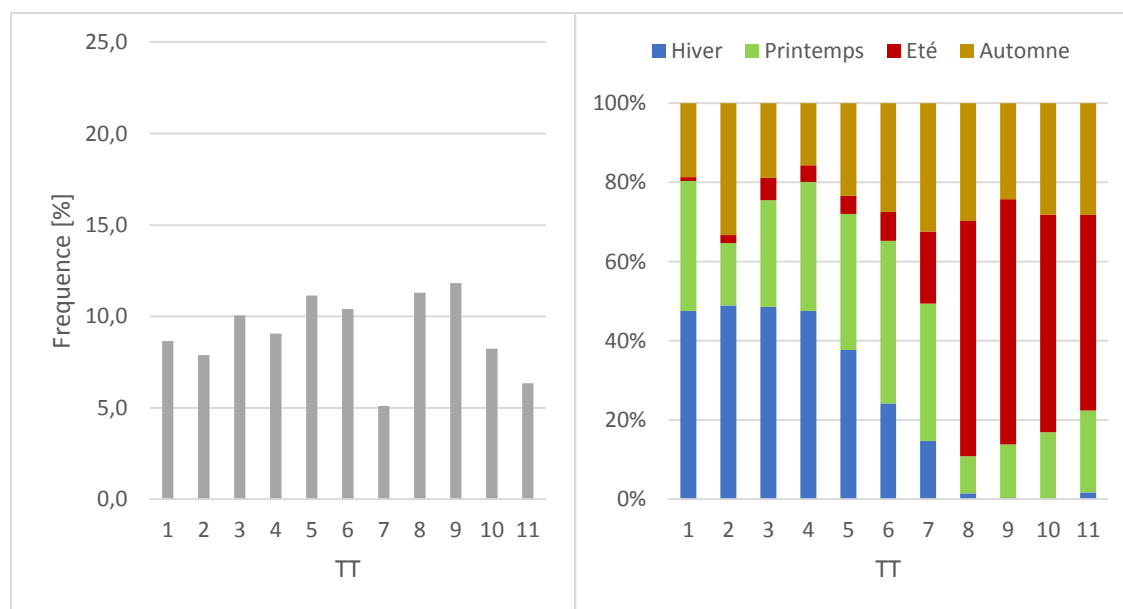


Figure 119: Fréquence d'occurrence de TT totale (à gauche) et en fonction des saisons (à droite) sur la période 2008-2017 pour le minimum local de 11 TT

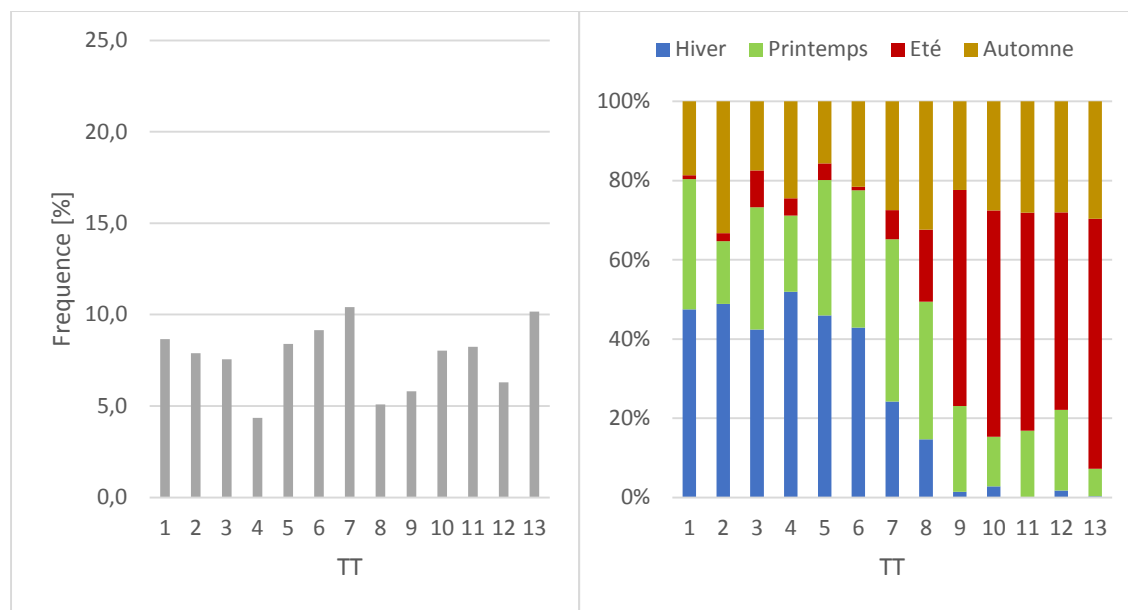


Figure 120: Fréquence d'occurrence de TT totale (à gauche) et en fonction des saisons (à droite) sur la période 2008-2017 pour le minimum local de 13 TT.

Ainsi, d'après la Figure 117 un nombre de classes de 11 TT est finalement retenu. Pour ce choix, nous pouvons également présenter les caractéristiques moyennes des journées centroïdes de chaque classe ou TT et la date de la journée la plus proche de notre chronique d'observation selon les quatre variables (Tableau 29). Il semble que la plupart des journées centroïdes corresponde aux saison d'hiver et d'été. Ainsi, les 4 premiers correspondent à la saison d'hiver, le numéro 5 à l'automne, les numéros 6 et 7 à la saison de printemps, tandis que l'été est représenté entre 8 et 11.

En conclusion, pour notre choix de classes, chaque TT contient des jours de printemps, d'été et d'automne (Figure 119, à droite). Cependant, le TT numéro 10 ne représente pas la saison d'hiver. Il semble que le TT le plus fréquent est le numéro 9 (11,8%), suivi du numéro 8 et 5 (Figure 119, à gauche). Il regroupe des journées de chaque saison, mais principalement des jours d'été (62%) et très peu d'hiver (2%) (Figure 119, à droite). Le TT le moins fréquent est le numéro 7 (5,1%). Il semble assez équilibré avec des journées de chaque saison (Figure 119, à gauche).

En comparant cette classification des TT à celle obtenue sur Nantes entre 2000 et 2009 par *Jougla (2017)* dans le cadre du projet MApUCE, nous pouvons constater une différence concernant la répartition des différentes saisons parmi les TT (Figure 115). Ainsi, le type de temps le plus fréquent sur cette période correspond à une journée type d'hiver sans représentation de la saison d'été. Cette évolution est intrigante considérant une durée relativement courte d'une dizaine d'années entre les deux classifications.

Tableau 29: Représentation des journées centroïde pour chaque classe de TT avec leur caractéristiques de l'amplitude diurne de la température de l'air (dT) et des valeurs moyennes quotidiennes pour la précipitation (RR), de l'humidité spécifique (q), de la vitesse du vent (FF) et de la direction du vent (DD) exprimée en quadrants de 1 à 4 respectivement pour les plages [1–90]; [91-180]; [181–270] et [271–360].

TT	DATE	dT [°C]	RR [mm.h ⁻¹]	q [g.kg ⁻¹]	FF [m.s ⁻¹]	DD [quart]
1	07/12/2008	6,3	0,000	0,0043	3,85	1
2	16/01/2011	6,7	0,000	0,0062	3,03	2
3	28/02/2015	5,6	0,242	0,0067	4,90	3
4	23/12/2016	8,9	0,017	0,0058	2,62	3
5	07/11/2010	7,7	0,017	0,0053	2,56	4
6	09/04/2014	10,5	0,000	0,0055	2,18	1
7	02/05/2008	13,5	0,000	0,0070	1,75	2
8	17/08/2008	7,7	0,058	0,0099	3,23	3
9	31/08/2014	10,6	0,000	0,0089	1,88	4
10	23/06/2010	11,6	0,000	0,0086	2,55	1
11	07/08/2012	12,3	0,008	0,0085	1,41	3

5.4.3. Reconstruction des chroniques horaires

Nous pouvons donc retenir 11 classes de TT représentatifs du climat local, afin de reconstruire des chroniques de forçage de toutes les variables climatiques pour la modélisation avec TEB-Hydro. A la suite à cette classification, chaque jour de notre période d'observation a été classé dans l'une des 11 classes de TT. Cette reconstruction permet par la suite d'évaluer la méthode considérée.

5.5. Evaluation de la méthode de désagrégation

L'objectif général est d'évaluer la pertinence de la méthode de désagrégation des données de forçage issue de *Hidalgo et al. (2018)* pour le modèle TEB-Hydro en projection à l'échelle de bassins versants urbains. Pour cela, les résultats de la méthode de désagrégation sont testés en deux temps. Premièrement, les chroniques de forçage observées et reconstruites seront comparées. Cela permettra de discuter l'impact direct de la désagrégation sur les variables climatiques et de mettre en évidence les éventuelles pertes d'information. Deuxièmement, le modèle TEB-Hydro est forcé avec ces deux jeux

de données observé et reconstruit. Ainsi, différentes variables hydrologiques simulées à partir des observations et à partir des données reconstruites seront comparées. Cette étape permettra de discuter l'impact de la méthode sur les variables hydrologiques simulées et par la suite de s'interroger sur la pertinence de son application pour l'évaluation de l'impact du changement climatique sur l'hydrologie urbaine.

5.5.1. Comparaison des chroniques de forçage

Les variables climatiques, telles que la précipitation, la température de l'air et l'humidité de l'air, observées et reconstruites, sont comparées, pour une première évaluation de la méthode de désagrégation. Les quantiles sont présentés pour toutes ces variables climatiques tandis que la distribution fréquentielle théorique est uniquement considérée pour la précipitation.

5.5.1.1.1. Précipitations

Les précipitations observées et reconstruites sont analysées à partir des quantiles des cumuls mensuels (mm) (Figure 121 et Figure 122) et des intensités maximales horaires mensuelles²⁰ (mm.h⁻¹) (Figure 123 et Figure 124) ainsi que de la distribution fréquentielle des intensités maximales horaires mensuelles (mm.h⁻¹). Pour cela nous visualisons uniquement la courbe optimale de la série reconstruite (Figure 125 et Figure 126). Comme le montre les Figure 121 et Figure 122, la méthode de désagrégation permet de conserver la hauteur précipitée mensuelle indépendamment des quantités de cumul et de la saison (humide ou sèche) considérées. Elle augmente légèrement le cumul mensuel précipité par rapport aux observations, spécialement pour les faibles cumuls.

En revanche, la méthode est incapable de reproduire des intensités maximales horaires mensuelles en saison humide (Figure 123) ou en saison sèche (Figure 124). Cela est également conforté par la distribution fréquentielle, qui désigne les mêmes résultats pour les deux saisons : une courbe optimale des intensités maximales horaires mensuelles reconstruites très en dessous de l'intervalle de confiance des maxims observés (Figure 125 et Figure 126).

²⁰ L'intensité maximale horaire mensuelle est le maximum mensuel de l'intensité maximale horaire d'une journée.

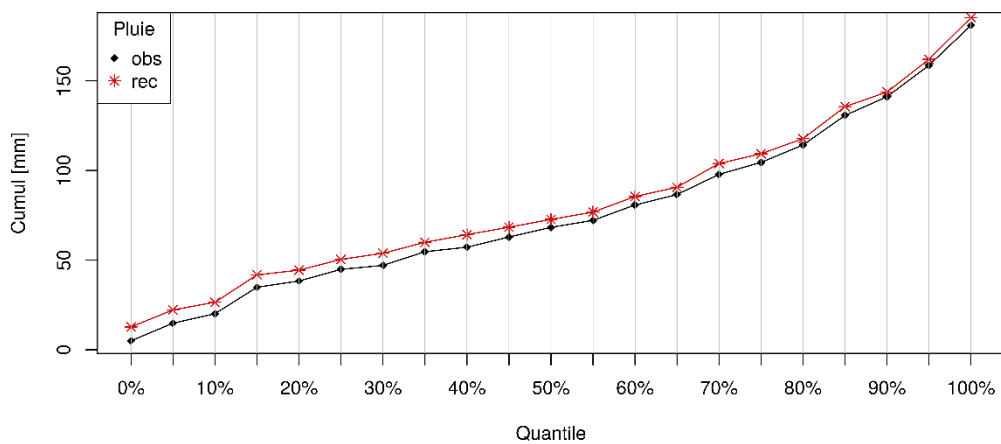


Figure 121: Comparaison des quantiles des précipitations observées (noir) et reconstruites (rouge) en cumul mensuel [mm] pour la saison humide entre novembre et avril.

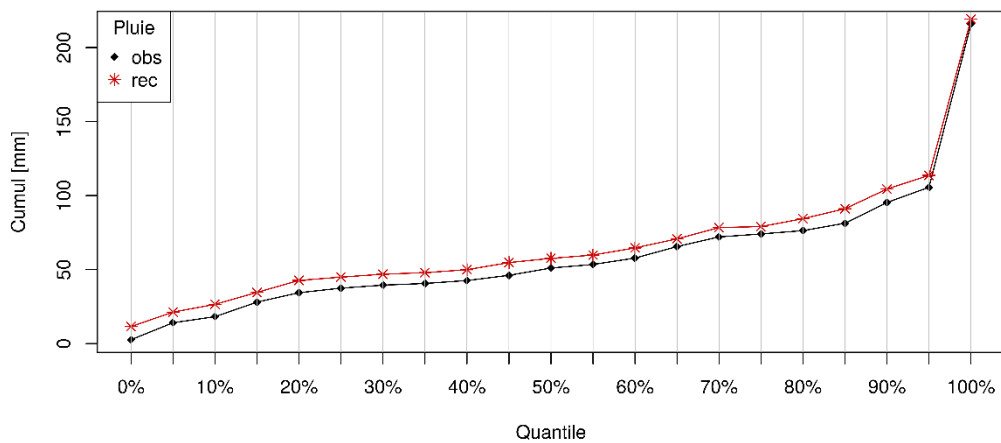


Figure 122: Comparaison des quantiles des précipitations observées (noir) et reconstruites (rouge) en cumul mensuel [mm] pour la saison sèche entre mai et octobre.

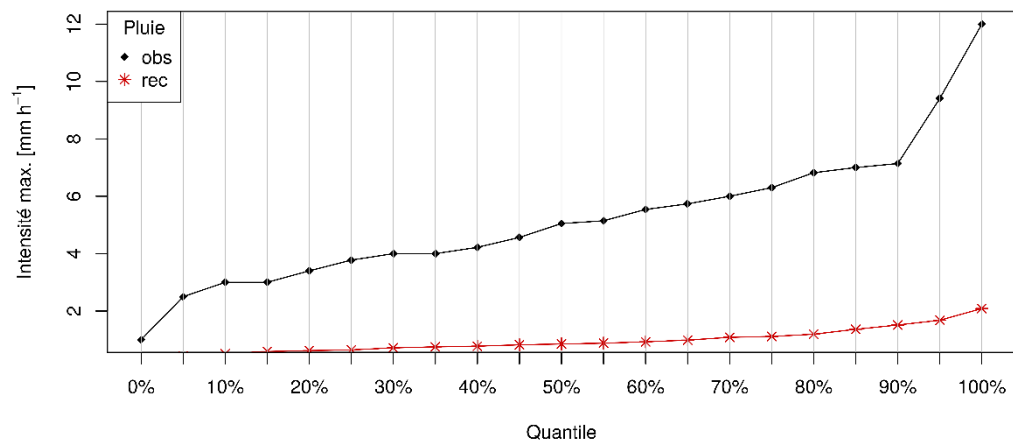


Figure 123: Comparaison des quantiles des précipitations observées (noir) et reconstruites (rouge) en intensité maximale journalière du mois [mm.h⁻¹] pour la saison humide entre novembre et avril.

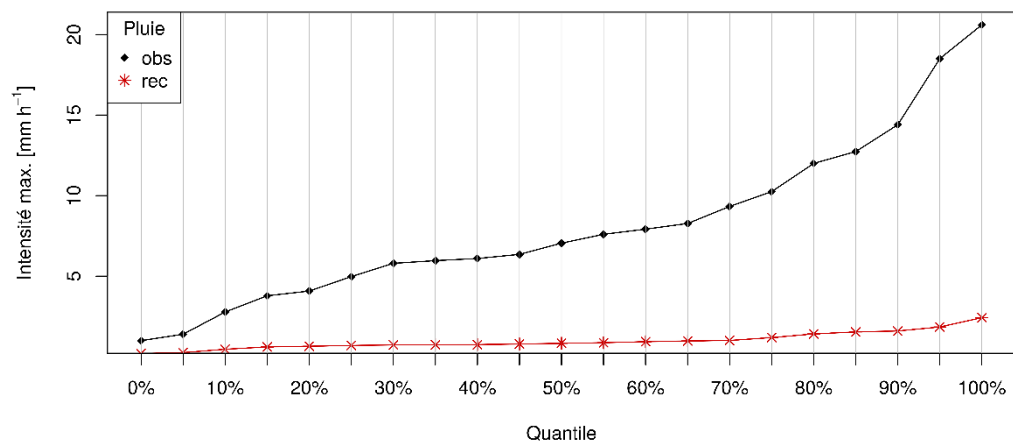


Figure 124: Comparaison des quantiles des précipitations observées (noir) et reconstruites (rouge) en intensité maximale journalière du mois [mm.h⁻¹] pour la saison sèche entre mai et octobre.

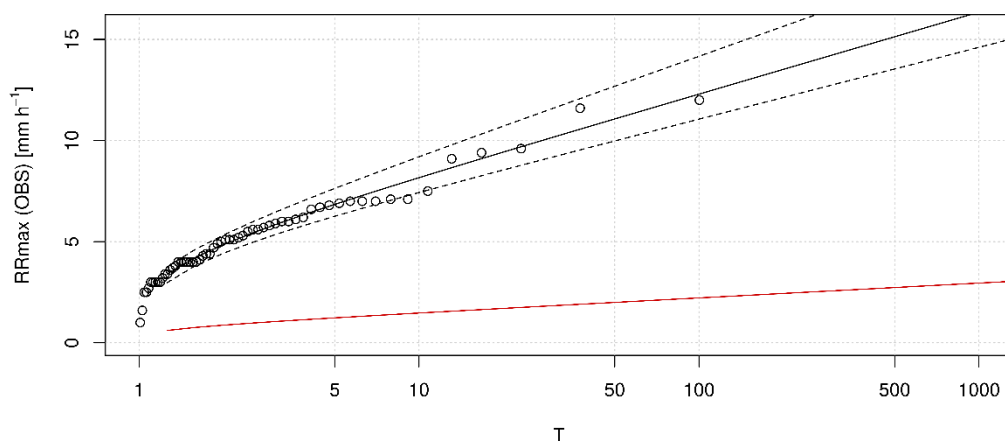


Figure 125: Distribution de Gumbel pour la période humide de l'intensité maximale horaire mensuelle de la précipitation observée en $[mm.h^{-1}]$ avec la courbe du « best fit » (trait plein noir) et l'intervalle de confiance de 90% (traits pointillés noirs). Le trait plein rouge représente la courbe du best fit de la chronique de pluie reconstruite. T est la période de retour en mois.

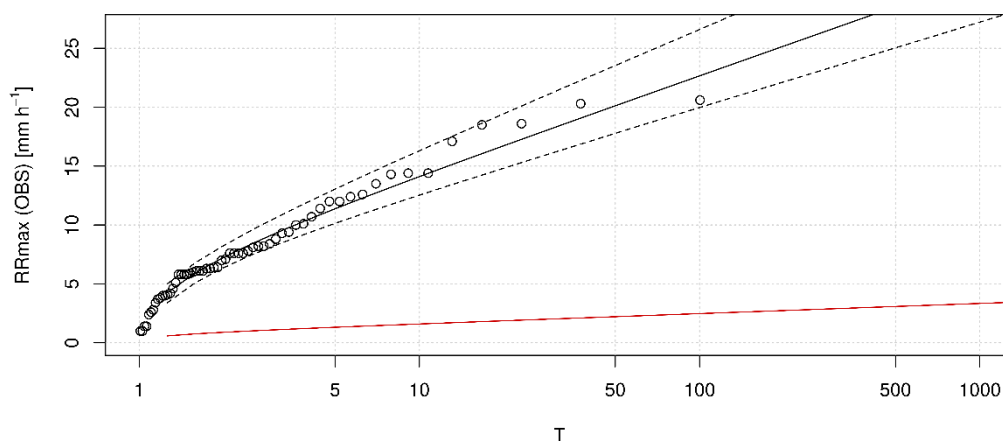


Figure 126: Distribution de Gumbel pour la période sèche de l'intensité maximale horaire mensuelle de la précipitation observée en $[mm.h^{-1}]$ avec la courbe du « best fit » (trait plein noir) et l'intervalle de confiance de 90% (traits pointillés noirs). Le trait plein rouge représente la courbe du best fit de la chronique de pluie reconstruite. T est la période de retour en mois.

5.5.1.2. Température

Concernant de la température, nous avons analysé les valeurs mensuelles maximales et minimales ($^{\circ}C$) de la saison humide (Figure 127 et Figure 129) et sèche (Figure 128 et Figure 130). La comparaison des quantiles des données observées et reconstruites révèle une conservation des maxima et minima assez satisfaisante pour les deux saisons. Une tendance claire peut être observée pour les températures minimales mensuelles, avec une augmentation en moyenne de $1^{\circ}C$ des valeurs reconstruites par rapport aux valeurs

observées (Figure 129 et Figure 130). En revanche, cette tendance ne s'applique pas aux températures maximales mensuelles. Ainsi, les maxima reconstruits dépassent les maxima observés en cas de faibles valeurs et inversement restent inférieurs aux observations en cas de fortes valeurs (Figure 127 et Figure 128).

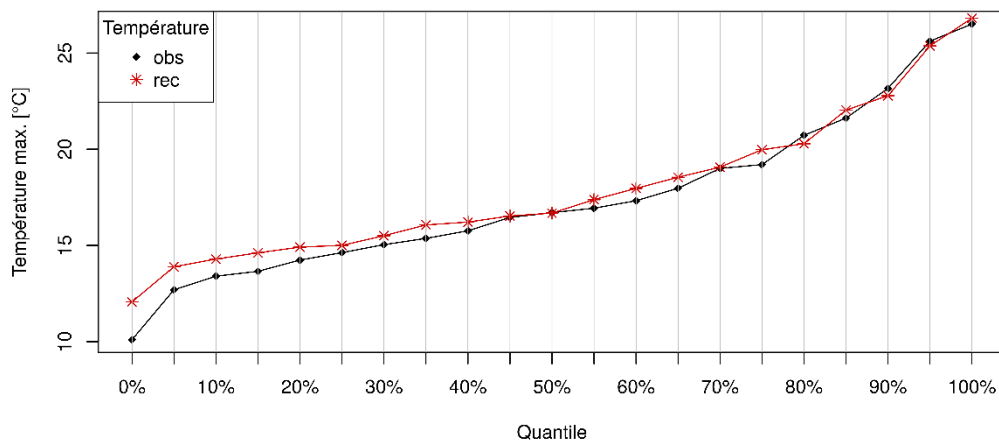


Figure 127: Comparaison des quantiles des températures maximales mensuelles observées (noir) et reconstruites (rouge) en [°C] pour la saison humide entre novembre et avril.

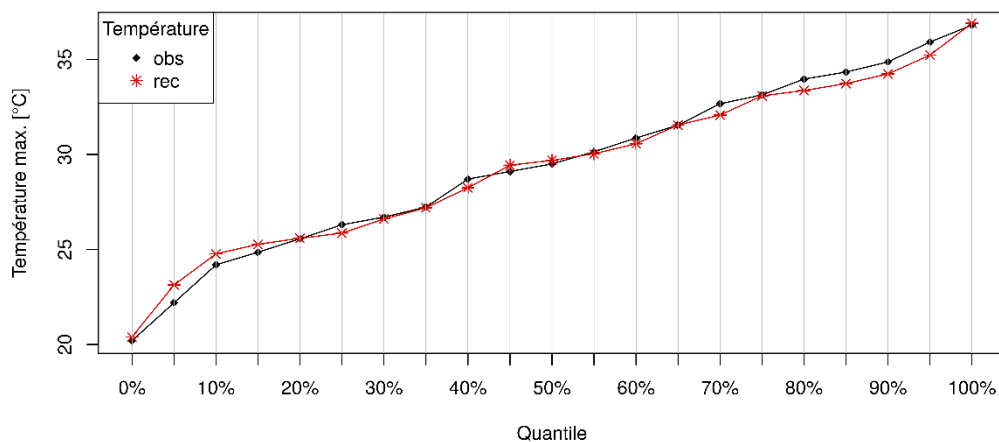


Figure 128: Comparaison des quantiles des températures maximales mensuelles observées (noir) et reconstruites (rouge) en [°C] pour la saison sèche entre mai et octobre.

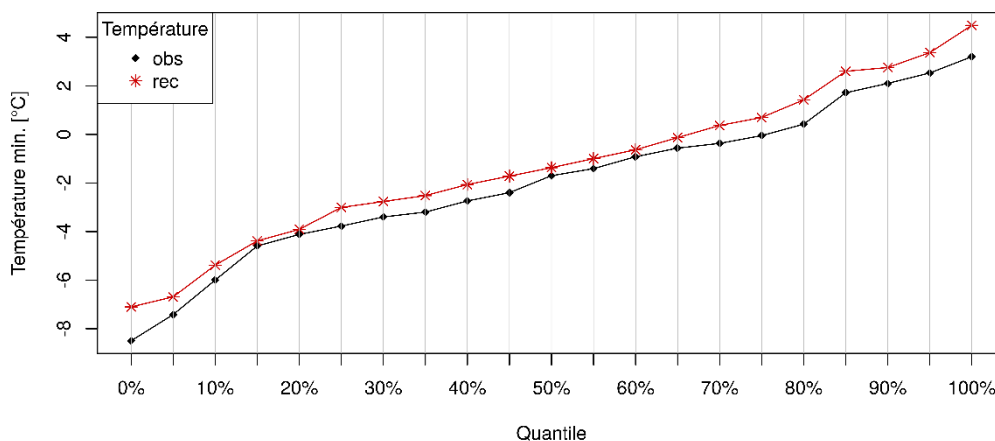


Figure 129: Comparaison des quantiles des températures minimales mensuelles observées (noir) et reconstruites (rouge) en [°C] pour la saison humide entre novembre et avril.

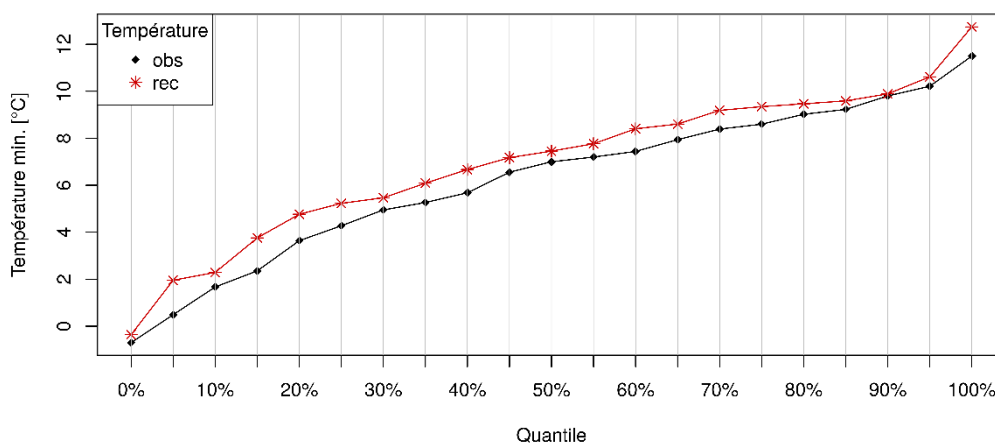


Figure 130: Comparaison des quantiles des températures minimales mensuelles observées (noir) et reconstruites (rouge) en [°C] pour la saison sèche entre mai et octobre.

5.5.1.3. Humidité

Dans le cas de l'humidité de l'air nous nous appuyons sur des valeurs moyennes mensuelles (g.kg^{-1}) pour la saison humide (Figure 131) et pour la saison sèche (Figure 132). Comme le montre les deux figures la reconstruction des moyennes d'humidité correspond à l'identique aux moyennes observées indépendamment de l'intervalle de probabilité et de la saison considérés.

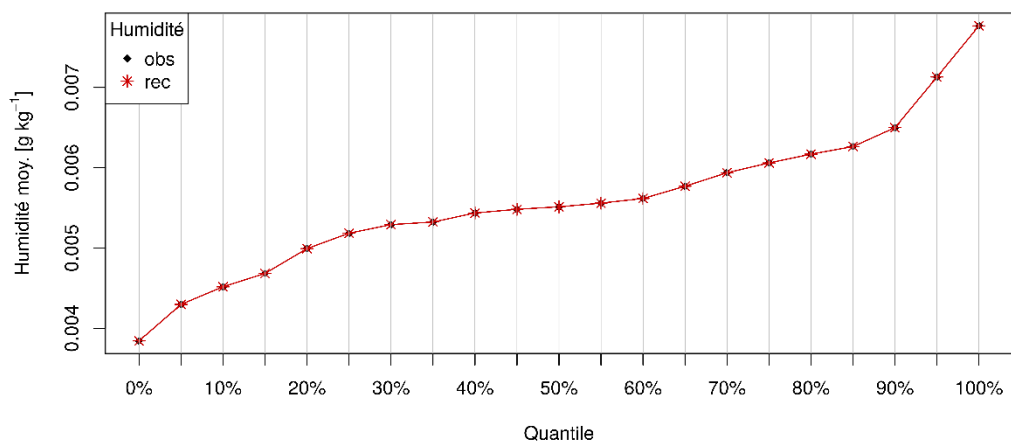


Figure 131: Comparaison des quantiles de l'humidité moyenne mensuelle observée (noir) et reconstruite (rouge) en $[g.kg^{-1}]$ pour la saison humide entre novembre et avril.

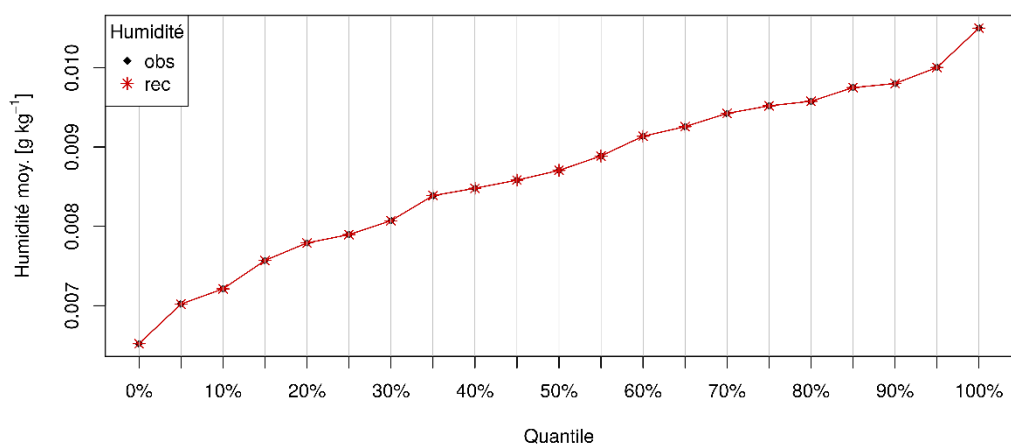


Figure 132: Comparaison des quantiles de l'humidité moyenne mensuelle observée (noir) et reconstruite (rouge) en $[g.kg^{-1}]$ pour la saison sèche entre mai et octobre.

5.5.1.4. Conclusion

Considérant les résultats de la reconstruction des données de précipitation, de température et d'humidité, nous pouvons en général confirmer le constat fait par *Hidalgo et al. (2014)* : la méthode de désagrégation par types de temps permet de reproduire plutôt bien les valeurs mensuelles maximales et minimales de température ainsi que les moyennes mensuelle d'humidité. Ce constat reste valide concernant le cumul mensuel de précipitation. La valeur de température minimale et du cumul de précipitation sont augmentées par rapport aux observations indépendamment de la probabilité et de la saison considérées.

Cependant, elle a un inconvénient majeur. Elle lisse énormément les extrêmes pluviométriques. Nous pouvons nous demander pourquoi cet effet de lissage des extrêmes est si présent pour la pluviométrie mais pas pour d'autres variables comme par exemple la température. En effet, la température, l'humidité ou bien le rayonnement solaire ont naturellement un cycle journalier répétitif et constant à l'échelle de l'année, même si l'ampleur change en fonction des saisons. Ceci n'est pas le cas de la précipitation qui est une variable climatique très aléatoire, sans aucune régularité journalière. Ainsi, le fait d'établir un cycle moyen centré lors de la désagrégation n'est pas adapté à la structure temporelle des précipitations. Cette méthode permet alors d'obtenir une journée avec la même quantité d'eau précipitée mais avec une toute autre dynamique. Cela pourrait poser un vrai problème dans l'analyse de l'impact du changement climatique sur l'hydrologie urbaine. Même si l'objectif est d'évaluer le régime en continu plutôt que des extrêmes, la réponse du bassin versant vis-à-vis des flux hydriques (évapotranspiration, humidité du sol, ruissellement, débit etc.) dépend également de la dynamique pluviométrique. Ainsi une même quantité d'eau précipitée sur un bassin versant pourrait induire des réactions complètement différentes en fonction de la durée de l'évènement. Cela pourrait soulever des questions quant à l'analyse des variables hydrologiques simulées, notamment si l'objectif est d'évaluer l'impact des stratégies d'adaptation incluant la végétation sur les bilans hydrique et énergétique.

5.5.2. Comparaison des variables hydrologiques simulées avec TEB-Hydro

Par la suite nous forçons TEB-Hydro avec les chroniques de données de forçage observées et reconstruites. Ainsi, nous différencions les variables hydrologiques simulées à partir de la chronique observée, dénotée ci-après OBS, de celles simulées à partir de la chronique reconstruite, dénotée REC. Nous considérons 4 variables simulées : i) le débit total dans le réseau d'assainissement (Q_{town}), ii) le débit dû à l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement (Q_{sew}), iii) le débit suite au ruissellement sur les surfaces construites (voirie, toits des bâtiments) et naturelle (jardin) (Q_{surf}) et iv) les flux de chaleur latente (Q_E). Considérant les résultats de l'évaluation de la méthode de désagrégation de la précipitation, nous avons fait le choix de regarder les variables simulées à pas de temps mensuel. Comme précédemment nous présentons des quantiles et des distributions fréquentielles pour deux saisons distinctes.

5.5.2.1. Débit total dans le réseau d'assainissement

Tout d'abord, nous comparons le débit total simulé dans le réseau d'assainissement (Q_{town}) à partir des données de forçage observées et reconstruites. Pour rappel, le débit total simulé dans le réseau d'assainissement regroupe le ruissellement de l'ensemble des surfaces imperméabilisées et le drainage de l'eau du sol par le réseau (R_{town}). Dans le cas des quantiles nous nous basons sur le volume écoulé mensuel [1] (Figure 133 et Figure 134), et sur le volume maximal journalier mensuel²¹ pour les distributions fréquentielles (Figure 135 et Figure 136).

La simulation hydrologique à partir d'un forçage reconstruit (simulation REC), se caractérise par une baisse des volumes écoulés du débit total (Q_{town}) en saison sèche (Figure 134) et une baisse des volumes écoulés du débit total entre les quantiles 10% et 75% en saison humide (Figure 133). En revanche, pour la même saison (Figure 133), il semble que les volumes écoulés du débit total simulés les moins et les plus importants soient bien restitués. Ces tendances se reflètent partiellement dans les distributions fréquentielles des volumes maximaux journaliers mensuels de deux saisons. Comme le montre la Figure 135 et Figure 136, la courbe optimale de la distribution de la simulation REC (en rouge) se confond assez bien avec celle de la simulation OBS (en noir). Cependant, elle indique une baisse légère pour les maxima journaliers du volume débitométrique les plus faibles et inversement une légère hausse pour les maxima les plus importants. En saison sèche elle reste dans l'intervalle de confiance du jeu des données simulé observé (OBS) mais nettement en dessous de sa courbe optimale. Cela est inattendu à priori, considérant une hausse générale des cumuls de précipitation reconstruits sur tous les quantiles et saisons (Figure 123 et Figure 124).

Toutefois, nous avons également mis en évidence que les intensités maximales horaires mensuelles de la précipitation reconstruites sont nettement moins importantes que celles observées. Il se peut alors qu'une répartition plus homogène du même cumul de pluie dans la journée aboutisse à modifier la répartition des termes du bilan hydrique en favorisant l'évapotranspiration. Cela peut ainsi conduire à une modification de la part du ruissellement de surface et/ou de l'infiltration de l'eau du sol suite à un sol moins humide. Cela reste pourtant à confirmer en regardant l'évaluation des flux de chaleur latente simulés.

²¹ Le volume maximal journalier mensuel est le maximum mensuel du volume maximal écoulé en une journée.

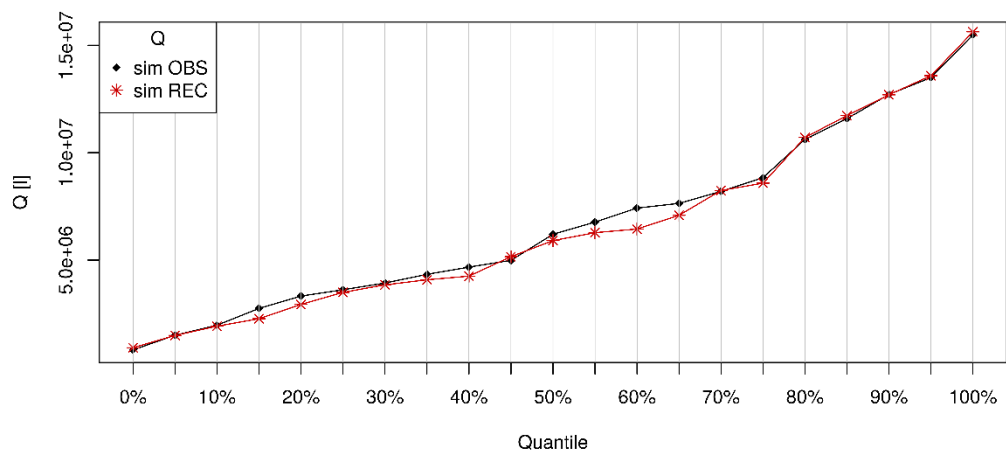


Figure 133: Comparaison des quantiles du cumul mensuel de débit total simulé dans le réseau d'assainissement à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison humide entre novembre et avril.

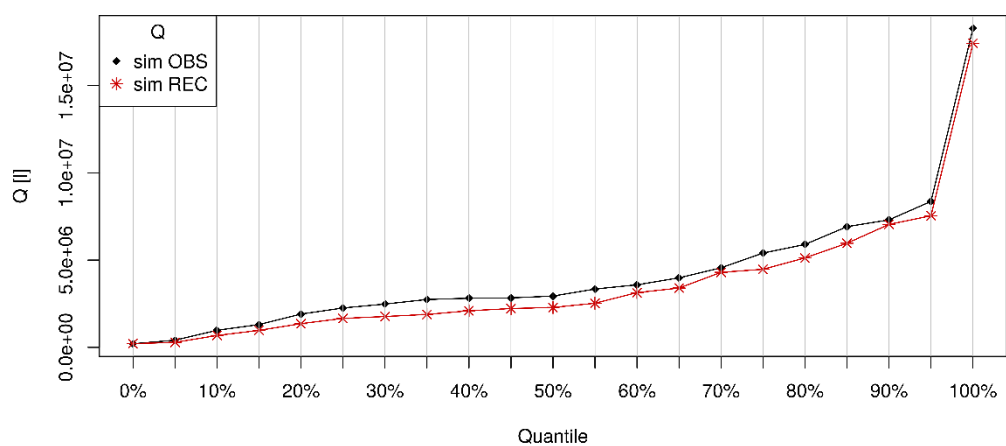


Figure 134: Comparaison des quantiles du cumul mensuel de débit total simulé dans le réseau d'assainissement à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison sèche entre mai et octobre.

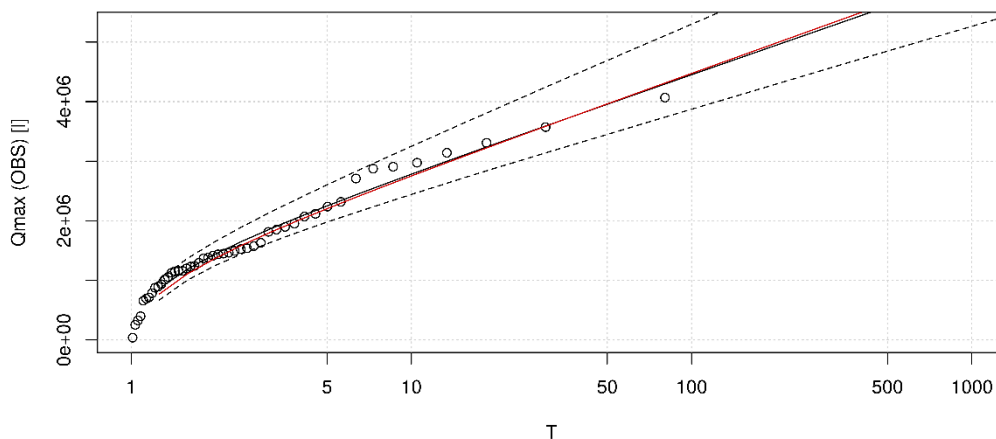


Figure 135: Distribution de Gumbel pour la période humide du cumul journalier maximal sur le mois du débit total simulé dans le réseau d'assainissement à partir de données de forçage observées en [1] avec la courbe du best fit (trait plein noir) et l'intervalle de confiance de 90% (traits pointillés noirs). Le trait plein rouge représente la courbe du best fit de la chronique du débit total simulé à partir des données de forçage reconstruites. T est la période de retour en mois.

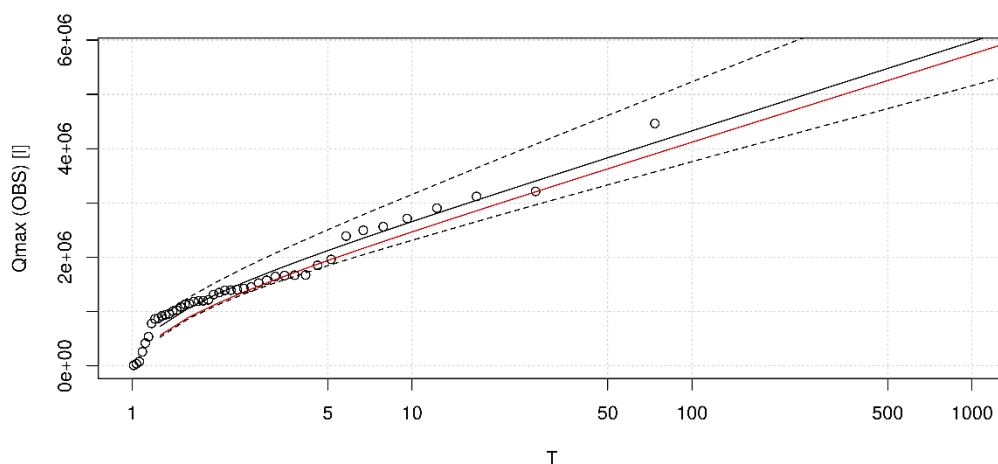


Figure 136: Distribution de Gumbel pour la période sèche du cumul journalier maximal sur le mois du débit total simulé dans le réseau d'assainissement à partir de données de forçage observées en [1] avec la courbe du best fit (trait plein noir) et l'intervalle de confiance de 90% (traits pointillés noirs). Le trait plein rouge représente la courbe du best fit de la chronique du débit total simulé à partir des données de forçage reconstruites. T est la période de retour en mois.

5.5.2.2. Débit d'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement

La composante Q_{sew} du débit total dans le réseau d'assainissement représente le drainage de l'eau du sol par le réseau.

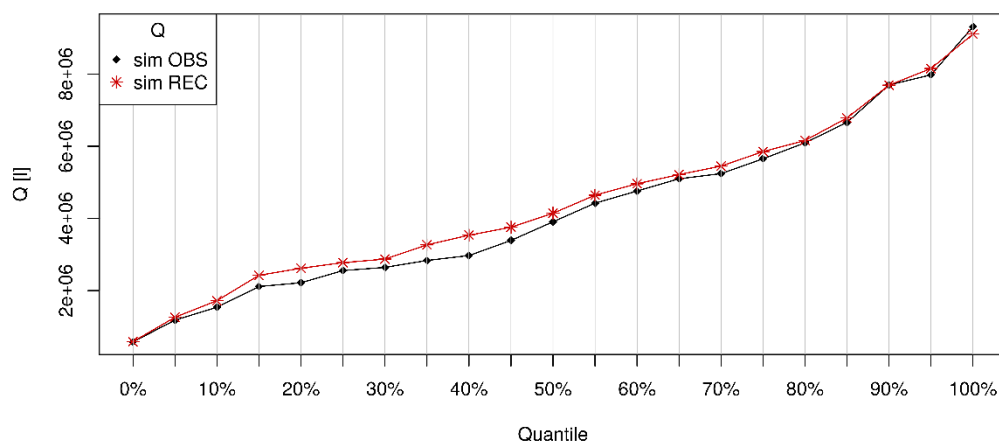


Figure 137: Comparaison des quantiles du cumul mensuel de débit simulé dans le réseau d'assainissement dû à l'infiltration de l'eau du sol à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [I] pour la saison humide entre novembre et avril.

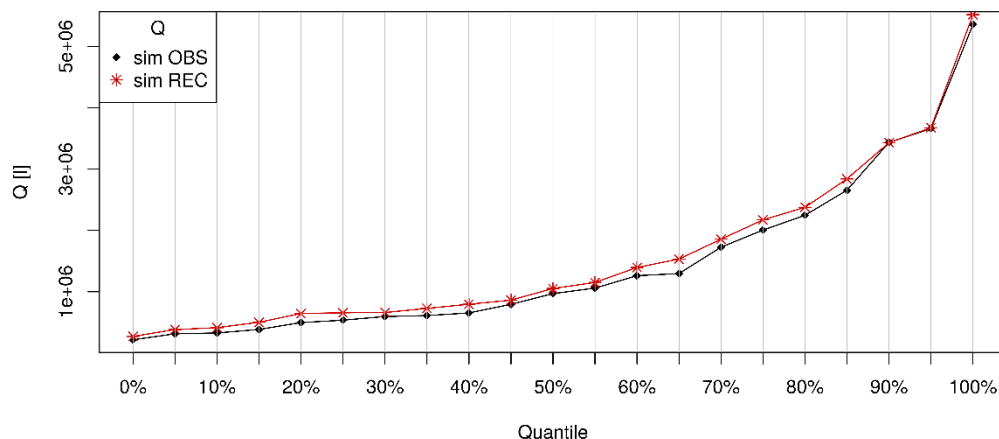


Figure 138: Comparaison des quantiles du cumul mensuel de débit simulé dans le réseau d'assainissement dû à l'infiltration de l'eau du sol à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [I] pour la saison sèche entre mai et octobre.

Contrairement aux volumes mensuels de Q_{town} , le volume mensuel de Q_{sew} de la simulation REC est légèrement plus important que le volume simulé à partir des observations (OBS) (Figure 137 et Figure 138). Cela confirme le fait, que le sol est plus humide suite à une humidification moins importante mais plus régulière par le biais de la désagrégation par TT. Ainsi l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau est favorisée, indépendamment de la saison.

5.5.2.3. Débit de ruissellement de surface

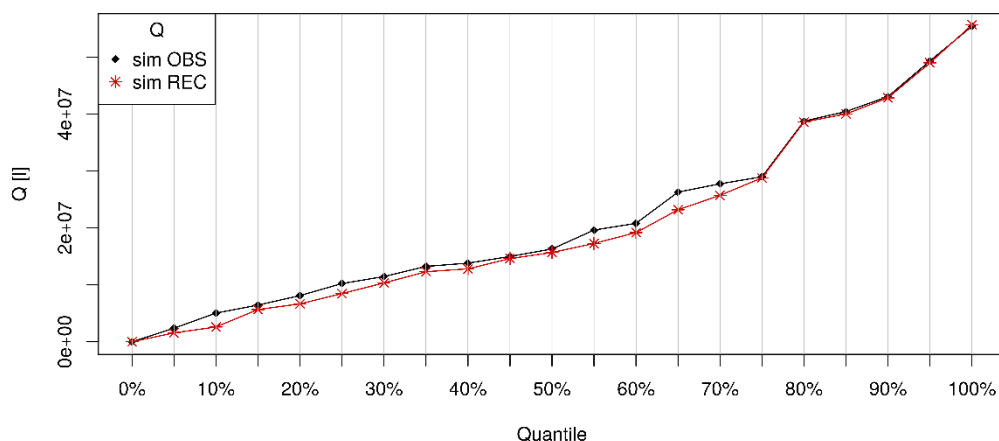


Figure 139: Comparaison des quantiles du cumul mensuel du ruissellement de surface simulé à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison humide entre novembre et avril.

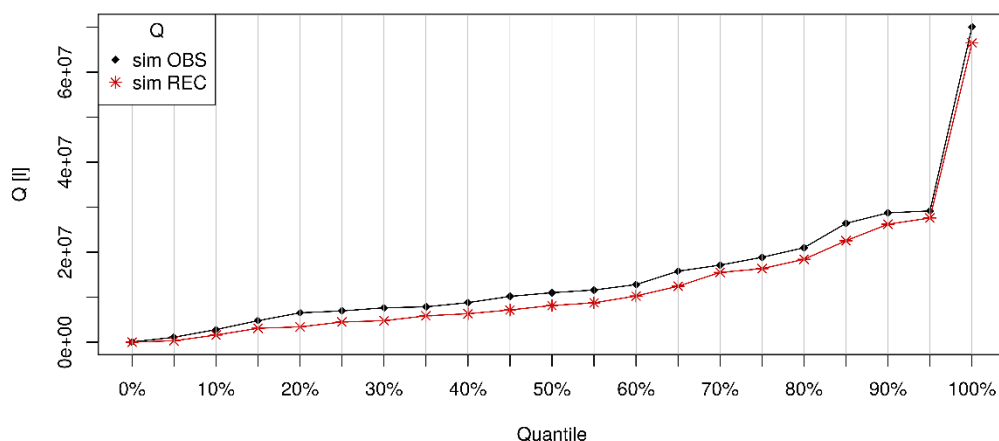


Figure 140: Comparaison des quantiles du cumul mensuel du ruissellement de surface simulé à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [l] pour la saison sèche entre mai et octobre.

Le débit de ruissellement de surface (Q_{surf}) regroupe le ruissellement de l'ensemble des surfaces imperméabilisées (toitures et voirie). Il est ainsi une autre composante du débit total dans le réseau d'assainissement. De ce fait, l'ensemble des volumes mensuels simulés pour le ruissellement de surface et pour Q_{sew} sont représentatifs des volumes débitométrique mensuels de Q_{town} . Cela est le cas, en considérant notamment les volumes mensuels en saison humide. Comme le montre la Figure 139 et Figure 140, les mêmes tendances peuvent être observées que dans le cas de Q_{town} . Ainsi, les volumes mensuels du ruissellement de surface simulés à partir des données de forçage reconstruites (REC)

sont en général moins élevés que ceux de la simulation OBS, indépendamment des quantiles et des saisons considérées.

5.5.2.4. Flux de chaleur latente ou évapotranspiration

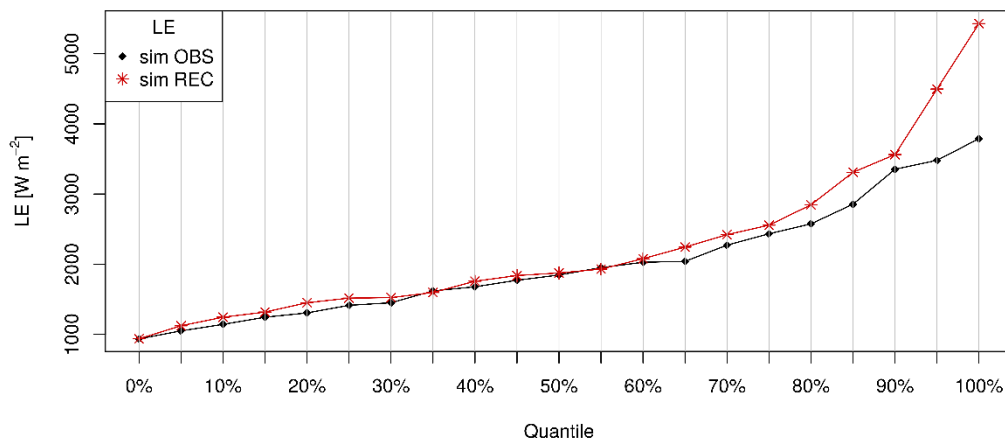


Figure 141: Comparaison des quantiles du maximum journalier du mois des flux de chaleur latente simulé à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en $[W.m^{-2}]$ pour la saison humide.

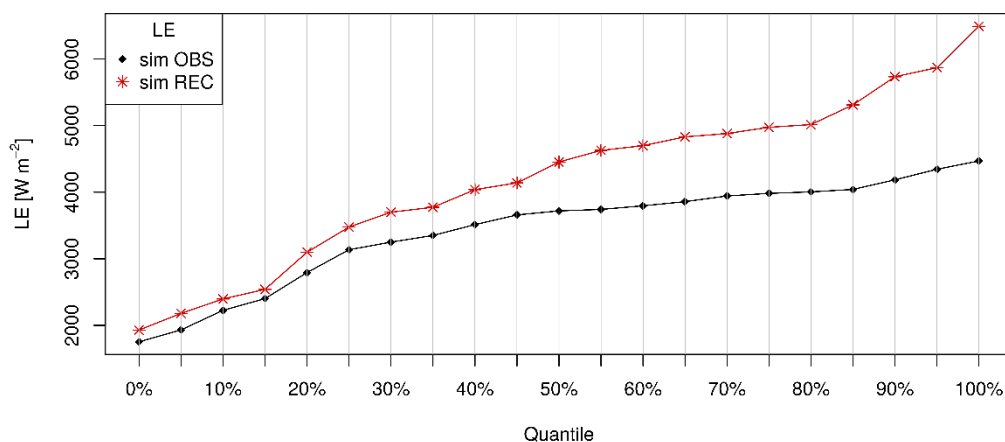


Figure 142: Comparaison des quantiles du maximum journalier du mois des flux de chaleur latente simulé à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en $[W.m^{-2}]$ pour la saison sèche.

Les maxima journaliers mensuels des flux de chaleur latente²² (L_E) ($W.m^{-2}$) sont analysés (Figure 141 et Figure 142). La différence entre les deux séries simulées s'accroît avec une fréquence de non-dépassement croissante (Figure 141 et Figure 142). Il semble que les valeurs maximales journalières les plus importantes sont favorisées en saison humide

²² Le maximum journalier mensuel du flux de chaleur latente est le maximum mensuel du maximum journalier du flux de chaleur latente.

avec des températures et une humidité du sol plus élevées. Cette augmentation des maximas simulés avec la simulation REC est encore plus flagrante pour la saison sèche. En effet, elle commence dès les quantiles de 20% (Figure 142). Cela pourrait être également en lien avec le fonctionnement du modèle, qui favorise l'évapotranspiration en période de croissance végétale (Chapitre 4).

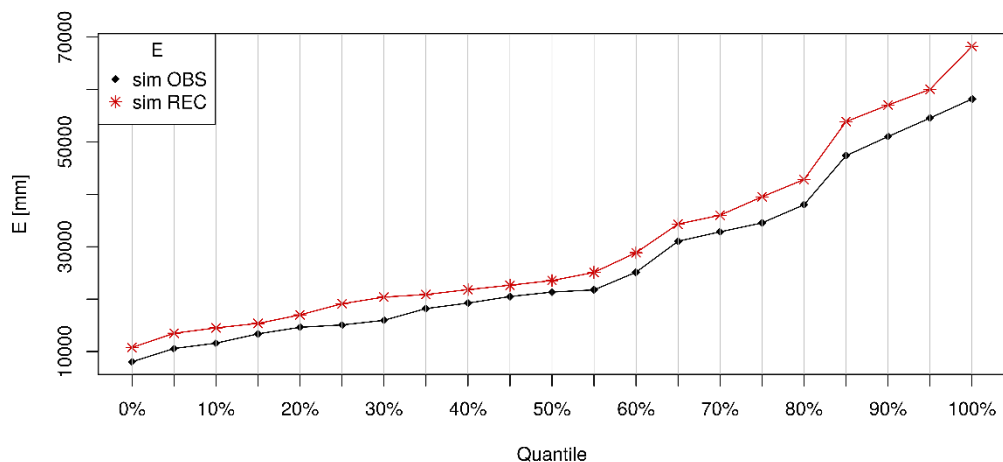


Figure 143: Comparaison des quantiles de l'évapotranspiration simulée à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [mm] pour la saison humide.

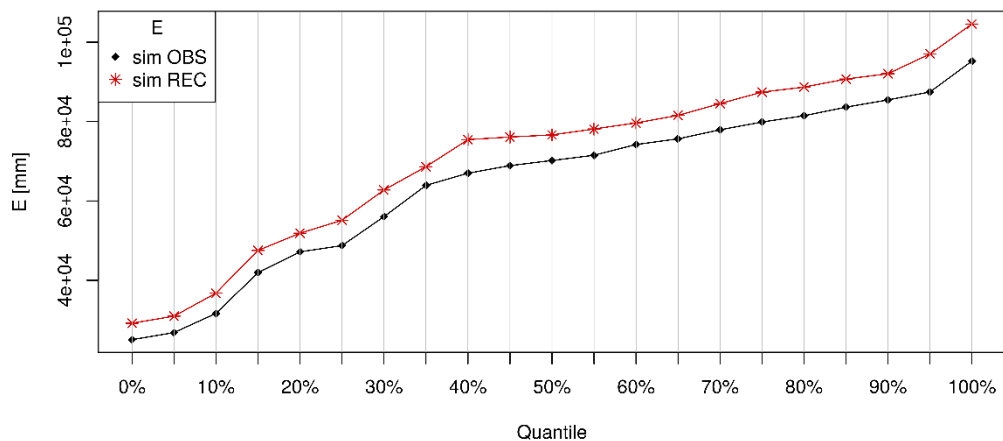


Figure 144: Comparaison des quantiles de l'évapotranspiration simulée à partir des données de forçage observées (noir) et reconstruites (rouge) en [mm] pour la saison sèche.

Les flux de chaleur latente (L_E) ($W.m^{-2}$) peuvent également être exprimés en taux d'évapotranspiration (E) ($mm.h^{-1}$) d'après l'équation 1.3. De ce fait, l'évapotranspiration mensuelle en (mm) simulée à partir des données de forçage observées et reconstruites pour les saisons humide et sèche est également présentée à la Figure 143 et Figure 144. Le cumul mensuel d'évapotranspiration de la simulation REC est constamment plus

important que pour la simulation OBS. Il semble qu'en saison sèche cette tendance est aussi marquée qu'en saison humide. Nous pouvons donc confirmer le constat émis lors de la discussion des résultats de Q_{town} . Avec un même cumul mensuel mais une répartition journalière plus tissée, le jeu de données de forçage reconstruit conduit à un sol plus humide, favorisant ainsi l'évapotranspiration (Figure 144).

5.5.2.5. Conclusion

La prise en compte de données désagrégées selon *Hidalgo et al. (2018)* pour la simulation des flux hydriques a soulevé plusieurs questions, dont l'origine réside notamment dans la façon de reconstruire la précipitation. Ainsi la non-conservation de la dynamique de la pluviométrie lors de la reconstruction modifie le comportement du bassin versant et de ses différents flux hydriques. Il semble alors que, malgré l'augmentation du cumul mensuel pluviométrique, le débit total dans le réseau d'assainissement diminue. Cela est dû à une humidification plus importante du sol pour la simulation REC que pour la simulation OBS. Les conséquences sont alors, un volume d'eau mensuel dû à l'infiltration de l'eau du sol plus élevé et un volume d'eau mensuel suite au ruissellement de surface moins importants. De plus, le volume d'eau évapotranspiré mensuel simulé comme les maxima journaliers mensuels simulés des flux de chaleur latente sont significativement plus importants avec la simulation REC.

5.6. Discussion générale de l'application de la méthode de désagrégation par TT en projection

Considérant les résultats de l'évaluation, il est intéressant de discuter plus en détail comment ces comportements hydrologiques altérés pourraient influencer l'analyse des bilans hydriques en projection. Puisque cette méthode de désagrégation par TT a été développée dans l'objectif de produire des données de forçages climatiques en environnement urbain, plusieurs questions doivent être traitées : la méthode, permet-elle de simuler correctement le comportement hydrologique des bassins versants urbains ? Est-elle applicable dans le but de décrire les effets potentiels des stratégies d'adaptation basées sur la végétation sur le cycle de l'eau et le bilan énergétique ? Peut-elle être améliorée afin de remédier à la problématique de représentation de la dynamique des chroniques de précipitation ?

Nous engagerons donc une discussion plus théorique afin de mieux estimer les conséquences d'application de cette méthode en projection climatique en environnement

urbain. Ainsi, il est nécessaire de considérer nos constats à l'heure actuelle vis-à-vis du comportement des flux hydriques et d'en déduire des conséquences potentielles :

- i. L'atout principal de cette méthode de désagrégation par TT consiste dans le fait qu'elle se base sur des données observées à une station météorologique à proximité de la zone d'étude. Cela facilite son application à la plupart des villes françaises voire européennes.
- ii. De plus, la méthode permet sans doute de reconstruire suffisamment bien des variables climatiques ayant une dynamique journalière régulière et répétitive sur l'année, comme c'est le cas pour la température ou le rayonnement.
- iii. En revanche, même si elle permet de conserver le cumul pluviométrique, elle ne réussit pas à reproduire la dynamique des événements pluviaux. Ce défaut se répercute par la suite sur les variables hydriques simulées modifiant fortement leurs contributions au bilan hydrologique.

En projection climatique, une augmentation des flux d'évapotranspiration, notamment en période estivale serait alors en faveur de l'intégration de la végétation dans l'aménagement urbain afin de diminuer l'impact du changement climatique sur les bilans en eau et en énergie. Or, les bienfaits de ces dispositifs et ainsi l'impact potentiel sur le changement climatique seront surestimés.

De plus, un sol plus humide favorise également les infiltrations de l'eau du sol dans les réseaux d'assainissement, ce qui augmente le débit de base dans les réseaux. Même si cette composante du débit total représente une petite part, le volume potentiel simulé pourrait être non-négligeable à l'échelle de l'année.

Il se pose alors la question si la méthode de désagrégation par classe de TT pourrait être améliorée en ce qui concerne la représentativité de la dynamique des précipitations. Comme nous l'avons constaté, la problématique est en lien avec la méthodologie qui se base sur des cycles moyens centrés par classe de TT et par saison. Ainsi, pour la précipitation il convient de changer la méthodologie, avec l'objectif de conserver la dynamique des événements pluvieux. Une possible alternative est alors de prendre en compte un cycle journalier réel au lieu d'un cycle moyen centré.

Généralement, la classification des journées en TT se base sur le principe de plus courtes distances entre la journée à classée et la journée centroïde de la classe. Il serait donc possible de retenir la journée observée la plus proche du centroïde de chaque classe. Ainsi, lors de l'attribution de TT aux journées des projections climatiques il est également possible d'attribuer le cycle observé de précipitation associé. Cela permettrait peut-être

de se rapprocher plus souvent d'une dynamique réaliste journalière des pluies. Cependant, cette alternative a un inconvénient majeur. Elle ne permet pas de reproduire des événements pluvieux plus intenses dans le futur qu'en temps présent. De ce fait, cela sera à tester et à discuter en combinaison avec les projections climatiques.

5.7. Conclusion

Ce chapitre avait pour objectif d'évaluer la possibilité d'application de TEB-Hydro dans le contexte de projection climatique. Pour cela la question de l'échelle temporelle des données climatiques disponibles pour la modélisation d'impact en environnement urbain a été étudiée. Ainsi, une méthode de désagrégation par TT existante et adaptée en partie à nos besoins a été appliquée. Toutefois, suite à la non-disponibilité d'un jeu de données climatiques complet dans les bases de données actuelles, nous avons fait le choix d'appliquer la méthode de désagrégation uniquement sur une période historique. Ainsi, elle a été testée et évaluée sur le bassin versant du Pin Sec entre 2008 et 2017.

Premièrement, nous avons évalué la capacité de cette méthode à reconstruire des données de forçage pour la modélisation hydro-microclimatique à petite échelle. Nous avons comparé les variables observées à la station météorologique et reconstruites de précipitation, de température et d'humidité. Il semble que les chroniques de température ainsi que d'humidité sont bien reconstruites. La méthode permet également de conserver le cumul mensuel pluviométrique. Cependant, elle ne permet pas de reproduire la dynamique journalière des pluies, suite à la méthodologie, basée sur des cycles moyens centrés.

Ensuite, TEB-Hydro a été appliqué au bassin versant du Pin Sec avec les données de forçage observées et reconstruites par la méthode de désagrégation. L'objectif a été ainsi d'analyser l'impact de la méthode sur différents flux hydrologiques simulés. Le constat principal a été que la modification de la dynamique des précipitations a des impacts non-négligeables sur la répartition des flux. Il semble alors qu'avec les forçages reconstruites le sol est plus humide ce qui favorise le drainage de l'eau du sol par le réseau et le taux d'évapotranspiration. Conséquemment le débit généré par le ruissellement de surface et le débit total dans le réseau d'assainissement sont moins importants qu'avec les forçages observés.

Ces résultats soulèvent alors plusieurs questions quant à l'application de cette méthode dans l'objectif d'évaluer l'impact du changement climatique sur l'hydrologie urbaine. Il semble notamment que l'analyse des impacts des stratégies d'adaptation basée sur la

végétation sur les bilans hydrique et énergétique pourrait être faussée. En effet, une simulation de l'évapotranspiration plus importante pourrait amener à une surestimation des capacités d'atténuation des impacts du changement climatique sur la gestion de l'eau et le confort thermique en milieu urbain. Il est donc souhaitable d'adapter la méthode pour améliorer la représentation de la dynamique pluviométrique. Une alternative est proposée, qui se base sur la prise en compte des cycles journaliers réels de la précipitation plutôt que sur des cycles moyens centrés. Cela permet ainsi de conserver la dynamique mais comprend également une difficulté. Elle ne permet pas de représenter des événements pluvieux plus intenses qu'en temps présent ce qui est discutable en projection climatique.

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Synthèse générale

Ce travail de thèse a eu pour objectif de contribuer au développement d'un modèle hydro-microclimatique destiné à l'évaluation des stratégies d'adaptation aux changements démographique et climatique à l'échelle de la ville. Considérant un intérêt croissant de l'intégration des infrastructures vertes et bleues dans l'aménagement urbain afin d'influer sur le microclimat urbain autant que sur la gestion de l'eau, le couplage eau-énergie a été au cœur du sujet. Le modèle existant TEB-Hydro a été choisi pour sa prise en compte explicite d'un couplage détaillé des bilans hydrique et énergétique. De nombreuses études antérieures ont validé sa composante énergétique tandis que l'intégration de la composante hydrologique est récente et était encore perfectible au début de ce travail. De ce fait, un besoin d'amélioration et d'évaluation plus détaillée de cette composante a été formulé.

Ce travail de thèse a donc tout d'abord apporté des améliorations à la composante hydrologique de TEB-Hydro afin de remédier aux limites mises en évidence lors des études antérieures (*Chancibault et al., 2014 ; Allard, 2015 ; Chancibault et al., 2015*). Une analyse de sensibilité a ensuite permis d'analyser l'influence des différents paramètres sur les processus hydrologiques dans le sous-sol urbain et d'identifier ceux pour lesquels le modèle nécessite un calage. Le modèle a été ensuite testé d'un point de vue hydrologique sur deux petits bassins versants urbains de Rezé et du Pin Sec à Nantes. La performance hydrologique du modèle a été évaluée à l'aide des données observées in-situ, ainsi qu'en le confrontant à la version antérieure du modèle (*Chancibault et al., 2015*) dans le cas de Rezé.

Une fois la composante hydrologique stabilisée, il était intéressant d'évaluer l'impact de cette composante sur la composante énergétique du modèle et d'observer comment le calage hydrologique pourrait influencer le bilan énergétique. Dans ce cas, le modèle a été appliqué uniquement au bassin versant urbain du Pin Sec. La performance hydro-énergétique de TEB-Hydro a été ensuite confrontée à celle de la version TEB-Veg de *Lemonsu et al. (2012)*. De plus, la question d'amélioration de la performance hydro-

énergétique à travers la restriction des données de flux de chaleur au bassin versant a été étudiée par le biais de la méthode de footprint.

La dernière étape de la thèse a abordé l'utilisation du modèle dans le contexte du changement climatique, qui nécessite une descente en échelle temporelle de projections climatiques afin de les utiliser dans des modèles d'impact comme TEB-Hydro. Une méthode existante de désagrégation par types de temps a été adoptée afin d'élaborer des chroniques de forçage pour la modélisation sur une période historique. Cette méthode a déjà fait l'objet d'une évaluation énergétique (*Hidalgo et al., 2014*). Ainsi ce travail a consisté à évaluer la pertinence de la méthode de désagrégation vis-à-vis de la reconstruction des données climatiques pour une application en hydrologie urbaine. L'aptitude de cette méthode dans ce contexte a été étudiée en identifiant son impact sur les flux hydrologiques urbains. Pour cela, des variables hydrologiques simulées sans et avec la considération des données de forçage reconstruites ont fait l'objet d'une discussion détaillée.

Principaux résultats

Les principaux résultats de ce travail de thèse se résument de façon suivante :

Nouveaux développements de TEB-Hydro

Les modifications apportées à la composante hydrologique du modèle (transferts hydriques divers du sous-sol urbain et limitation du drainage profond) améliorent sa performance hydrologique générale. En particulier, l'infiltration d'eau du sol dans le réseau d'assainissement est mieux représentée suite à la limitation du drainage profond et au travail sur les échanges horizontaux des teneurs en eau intra-maillages. Le modèle est désormais plus stable sur le plan numérique et également opérationnel quel que soit le type de sol. Toutefois, il n'a pas été possible de contrôler les flux évaporatifs, en agissant sur la profondeur racinaire des végétaux.

Analyse de sensibilité et calage hydrologique

L'analyse de sensibilité a permis de mieux appréhender le modèle d'un point de vue hydrologique. Elle a identifié six paramètres auxquels le modèle est sensible et qui nécessitent d'être calés : i) le paramètre décrivant l'état d'étanchéité du réseau (I_p) ; ii) le taux d'infiltration à travers la voirie (I_{rd}) ; iii) la fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau (f_{con}) ; iv) la texture du sol exprimée en fraction de sable (f_{sand}) et d'argile (f_{clay}) et v) le coefficient de recharge (C_{rech}) en cas de drainage

profond limité. La fraction des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau est notamment un paramètre clé du modèle à caler, influençant majoritairement le débit total du réseau d'assainissement. De plus, un plan factoriel, basé sur 4 de ces 6 paramètres a montré des effets d'interactions importants entre les paramètres I_p / C_{rech} , I_p / f_{con} et f_{con} / C_{rech} et $I_p / f_{con} / C_{rech}$. Suite au calage, nous pouvons souligner plusieurs comportements du modèle. Le modèle semble mieux fonctionner en conditions humides que sèches. Malgré les différences physiographiques et morphologiques des deux bassins versants étudiés, la même configuration de simulation ressort du calage.

Evaluation hydrologique

Après le calage du modèle sur deux bassins versants urbains de Rezé et du Pin Sec, le modèle a été évalué sur plusieurs flux hydriques, dont : i) le débit total dans le réseau d'assainissement, ii) le débit dans le réseau d'assainissement suite à l'infiltration de l'eau du sol, et iii) la teneur en eau dans le sous-sol. Son évaluation a révélé des résultats satisfaisants vis-à-vis de la performance hydrologique générale. Les mêmes tendances pour les deux bassins versants urbains sont démontrées. Ainsi, une tendance à la surestimation du débit total dans le réseau d'assainissement a été mise en évidence. Toutefois, ce constat est une conséquence du choix d'exclure du calage, le paramètre de taux de connexion. Sur le bassin versant du Pin Sec, une loi, antérieurement établie (Rodriguez et al., 2018), entre le niveau piézométrique et le débit de base dans les deux réseaux d'assainissement a également permis d'évaluer la capacité du modèle à reproduire l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement. Même si cette loi reste qualitative, elle a permis d'appréhender la dynamique des chroniques de débit de base dans le réseau. Ainsi, il a été noté que les variations temporelles du débit simulé sont moins importantes que les variations observées. Les teneurs en eau simulées et observées à l'un des piézomètres (PZPS) du bassin versant du Pin Sec ont également été comparées. Une dynamique correcte en lien avec les événements pluvieux a été observée. En revanche, une variation saisonnière moins importante entre hiver et été a confirmé les résultats des études antérieures (Furusho et al., 2013 ; Allard, 2015).

Evaluation hydro-énergétique

L'évaluation hydro-énergétique de TEB-Hydro, a permis de s'assurer que le calage hydrologique du modèle n'altérerait pas la capacité du modèle du point de vue de ses performances énergétiques. La comparaison des flux de chaleur latente et sensible a démontré une amélioration globale de la part de TEB-Hydro par rapport à TEB-Veg. La représentation des flux de chaleur latente en période automnale et hivernale et celle des

flux de chaleur sensible pendant toute l'année sont notamment améliorées. En revanche, le modèle TEB-Hydro a tendance à surestimer les flux de chaleur latente en période estivale. Une explication de ce constat peut résider dans l'humidification plus importante des basses couches du sol avec la limitation du drainage profond qui favoriserait les flux évaporatifs. L'évaluation des flux de chaleur en prenant en compte les footprint n'est pas totalement concluante du fait d'une chronique de données trop réduite et donc pas représentative des conditions météorologiques. Le modèle a été également évalué à travers différentes configurations basées sur la prise en compte de la végétation et de la morphologie du bassin versant du Pin Sec. Ainsi les conclusions sont les suivantes :

- ⇒ Une prise en compte réaliste des surfaces naturelles augmente considérablement le taux d'évapotranspiration, spécialement en période de croissance végétative. Cela amène ainsi à une surestimation encore plus importante des flux de chaleur latente qu'avec le patch de végétation prédéfini du modèle (simulation REF).
- ⇒ Le sol nu semble avoir une capacité d'évaporation supérieure à la végétation basse (simulation VEG), du fait du poids donné à la demande atmosphérique dans le processus d'évaporation.
- ⇒ Une prise en compte plus réaliste de la morphologie permet d'obtenir des flux de chaleur plus réalistes au printemps et en été.

Application du modèle dans un contexte de changement climatique

L'utilisation de TEB-Hydro pour des applications hydrologiques dans le contexte de projection climatique implique une étape de désagrégation temporelle des données de forçages. Une méthode de désagrégation existante, développée par *Hidalgo et al. (2014 et 2018)* pour des applications microclimatiques urbaines a été testée à cet effet. Pour cela, elle a été appliquée sur une période historique entre 2008 et 2017 afin d'évaluer son impact sur les données climatiques observées et sur les flux hydrologiques simulés. Avec cette méthode, il a été possible de reconstruire correctement les distributions statistiques de maxima et minima de température, l'humidité moyenne ainsi que le cumul pluviométrique. Toutefois, cette méthode ne permet pas de restituer des chroniques temporelles réalistes des précipitations et donc de considérer les flux hydriques à des pas de temps usuels de l'hydrologie urbaine. Ainsi, la nouvelle dynamique des flux hydriques change les différents termes du bilan hydrique. Des événements pluvieux plus fréquents mais moins intenses amènent à des sols plus humides favorisant le drainage de l'eau par les réseaux d'assainissement et le taux d'évapotranspiration. De ce fait, elle ne paraît pas applicable en état actuel à des usages hydrologiques urbaines.

Perspectives

Suite aux avancées présentées ci-dessus, cette thèse ouvre plusieurs perspectives. Nous pouvons distinguer les perspectives dans l'immédiat suite à ce travail de celles à considérer sur le long-terme.

Calage du modèle

Les résultats du calage hydrologique sur les deux bassins versants ont révélé une surestimation du débit total simulé dans le réseau d'assainissement. Cette tendance a été expliquée par le fait que le modèle n'a pas été calé sur un de ces paramètres clés, en l'occurrence du taux de connexion des surfaces imperméabilisées effectivement connectées au réseau d'assainissement. De ce fait, il sera intéressant de refaire le calage dans les deux cas des bassins versants, en se basant également sur ce paramètre et d'en déduire l'influence du calage sur les résultats du débit total dans le réseau d'assainissement.

Application du modèle sur d'autres bassins versants

Le calage a mis en avant le même jeu de paramètres pour les deux bassins versants urbains, malgré une morphologie et physiographie distinctes entre les deux. Ainsi ce résultat est très encourageant pour des applications en études prospectives urbaines. Cela peut aussi faciliter l'application de TEB-Hydro en projection climatique. En effet, dans de telles études, l'occupation du sol est susceptible d'évoluer au cours du temps, d'autant plus dans le cadre d'études d'impacts d'intégration des infrastructures vertes et bleues sur les bilans hydrique et énergétique. C'est ainsi la raison pour laquelle il sera nécessaire d'appliquer TEB-Hydro sur d'autres bassins versants afin de confirmer les conclusions de ce travail.

Evaluation des flux de chaleur avec footprint

L'évaluation de la capacité du modèle TEB-Hydro à simuler les flux de chaleur latente est un apport original de ce travail. Cependant, cette évaluation reste perfectible du fait de la taille réduite de la chronique des mesures disponibles et des conditions d'applications du calcul des footprint. Il serait souhaitable d'approfondir ce travail d'analyse de la performance du modèle en restreignant les données de flux de chaleur latente et sensible observés à l'aide de la méthode de footprint. Pour cela, il sera intéressant de prendre en compte un pas de temps plus fin (i.e. 30 min) afin d'évaluer si cela permettra d'obtenir un jeu de données plus important et donc une analyse plus robuste des flux de chaleur. De

plus, une considération du bassin versant en 2D serait plus pertinente à l'évaluation des flux de chaleur du fait de spatialiser plus en détail le bassin versant et sa morphologie.

Amélioration des processus d'évapotranspiration

Nous avons constaté que l'augmentation des flux de chaleur latente en période de croissance végétative pourrait être en lien avec les nouveaux développements qui permettent de limiter le drainage profond en milieu urbain. Ainsi un sol plus humide en basses couches pourrait expliquer un taux d'évapotranspiration plus élevé. Une option pourrait être de contraindre la limitation du drainage profond en période printanière et estivale. Toutefois, le fait que le sol nu semble avoir une capacité d'évaporation supérieure à la végétation basse induit des doutes sur la paramétrisations de l'évaporation d'ISBA. Ainsi, il conviendrait d'ajouter des paramètres de contrôle de ce flux, afin de limiter la demande atmosphérique dans ce processus.

Amélioration de la méthode de désagrégation

La méthode de désagrégation appliquée lors de ce travail a été spécialement développée pour des modèles SVAT, dont ISBA fait partie. Cependant, elle comprend une limite majeure du point de vue hydrologique. Elle ne permet pas de reproduire la dynamique pluvieuse à des pas de temps adaptés aux besoins de l'hydrologie urbaine. Cela amène à des sols plus humides ce qui augmente l'évapotranspiration et le drainage de l'eau du sol par les réseaux. Ainsi, ceci pourrait avoir des conséquences lors de l'analyse des impacts des stratégies d'adaptation basée sur la végétation. En effet, un taux d'évapotranspiration élevé pourrait prétendre à une capacité trop importante d'atténuation des impacts du changement climatique sur le confort thermique et la gestion de l'eau. Il est donc suggéré par la suite d'adapter cette méthode de désagrégation afin d'améliorer le réalisme des chroniques pluviométriques simulées. Une alternative pourrait être de remplacer les cycles moyens centrés par des cycles journaliers réels de la précipitation les plus proches de la journée à simuler, afin de de conserver la dynamique des événements pluvieux. En revanche, cette solution fait l'hypothèse implicite de la stationnarité entre les types de temps et les précipitations résultantes. Elle est alors questionnable en projection climatique.

L'application de cette méthode de désagrégation en projection climatique a aujourd'hui une autre limite. En effet, elle nécessite la reconstruction des valeurs journalières de toutes les données climatiques exigées pour forcer le modèle. Or, actuellement il n'existe pas un jeu de données complet qui permettrait une application aux scénarios climatiques.

Application du modèle en projection

L'application du modèle en projection climatique s'est heurtée principalement à la non-disponibilité de la direction du vent pour obtenir un jeu de données corrigé complet de projections climatiques issus de modèles climatiques régionaux. De ce fait, une application du modèle TEB-Hydro est donc actuellement impossible en se basant sur les bases de données existantes, comme par exemple le portail DRIAS. Cela soulève la question de l'écart entre l'offre disponible et la demande actuelle des données climatiques. Toutefois, après avoir discuté avec quelques scientifiques à Météo-France, cette question a été soulevée dans le passé et est ainsi bien connue. Une version corrigée des projections climatiques Euro-CORDEX devrait être alors disponible à Météo-France sur le portail DRIAS dans un an. Ainsi, cela permettra d'appliquer la méthode de désagrégation par types de temps afin de reconstruire des données des scénarios climatiques pour la modélisation avec TEB-Hydro.

De plus, une thèse a débuté récemment s'inscrivant dans la continuité de ce travail de thèse. Elle a pour objectif d'étudier les impacts hydro-climatiques de différentes stratégies d'adaptation au changement climatique basées sur la végétalisation à l'échelle de Paris et sa petite couronne, en temps présent et futur. Pour cela, le travail se basera sur le modèle actuel de TEB-Hydro en intégrant les modules existants de « GREENROOF » (*de Munck et al., 2013*) et de « Tree-Canopy » (*Redon et al., 2017 ; Redon, 2017*). Les questions d'adaptabilité et d'efficacité des stratégies d'adaptation basées sur des infrastructures vertes et bleues à l'échelle d'une aire urbaine seront traitées tout en considérant les conséquences potentielles du changement climatique (pénurie en eau, événements extrêmes de sécheresse ou de précipitations, etc.). Quant à la question de la disponibilité des projections climatiques, deux possibilités sont présentées : i) données climatiques disponibles au CNRM à une résolution de 2,5 km dérivées du modèle AROME-Climat (méthode de désagrégation dynamique) ou ii) l'amélioration de la méthode statistique d'après *Hidalgo et al. (2014 et 2018)* utilisée lors de ce travail de thèse afin de produire les données de forçage.

BIBLIOGRAPHIE

- Abdel-Aziz, D. M., A. Al Shboul, et N. Y. Al-Kurdi. 2015. «Effects of Tree Shading on Building's Energy Consumption - The Case of Residential Buildings in a Mediterranean Climate.» *American Journal of Environmental Engineering* 5 (5): 131-140.
- Abramopoulos, F., C. Rosenzweig, et B. Choudhury. 1988. «Improved Ground Hydrology Calculations for Global Climate Models (GCMs): Soil Water Movement and Evapotranspiration.» *Journal of Climate* 1 (9): 921-941. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1988\)001<0921:IGHCFG>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1988)001<0921:IGHCFG>2.0.CO;2).
- Allard, A. 2015. «Contribution à la modélisation hydrologique à l'échelle de la ville: Application sur la ville de Nantes.» Ph.D. dissertation, ED SPIGA, Ecole Centrale de Nantes, Nantes, Nantes.
- Alley, W. M., et J. E. Veenhuis. 1983. «Effective Impervious Area in Urban Runoff Modeling.» *Journal of Hydraulic Engineering* 109 (2).
- Andres, Y. 2013. «AROSE - Acceptabilité enviRONnementale et Sociétale de l'utilisation des Eaux résiduaires urbaines traitées en irrigation des espaces verts : impact sur l'empreinte eaux de la Ville.» Document Scientifique, ANR.
- Antrop, M. 2004. «Landscape change and the urbanization process in Europe.» *Landscape and Urban Planning* 67: 9-26.
- Aubinet, M., T. Vesala, et D. Papale. 2012. *Eddy Covariance - A Practical Guide to Measurement and Data*. Springer Atmospheric Sciences, Springer. <http://www.springer.com/us/book/9789400723504>.
- Bach, Peter M., Wolfgang Rauch, Peter S. Mikkelsen, David T. McCarthy, et Ana Deletic. 2014. «A critical review of integrated urban water modelling – Urban drainage and beyond .» *Environmental Modelling & Software* 54: 88-107. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815213003216>.
- Bahri, A. 2012. «Integrated Urban Water Management.» Tech. rep., Global Water Partnership.

- Bates, B.C., Z.W. Kundzewicz, S. Wu, et J.P. Palutikof. 2008. «Climate Change and Water.» Tech. rep., Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC Secretariat.
- Baumberger, Christoph, Reto Knutti, et Gertrude Hirsch Hadorn. 2017. «Building confidence in climate model projections: an analysis of inferences from fit.» *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 8 (3): e454. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/wcc.454>.
- Belhadj, N., C. Joannis, et G. Raimbault. 1995. «Modelling of rainfall induced infiltration into separate sewerage .» *Water Science and Technology* 32 (1): 161-168. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/027312239500551W>.
- Berggren, Karolina, John Packman, Richard Ashley, et Maria Viklander. 2014. «Climate changed rainfalls for urban drainage capacity assessment.» *Urban Water Journal* (Taylor & Francis) 11 (7): 543-556. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2013.851709> .
- Berne, Alexis, Guy Delrieu, Jean-Dominique Creutin, et Charles Obled. 2004. «Temporal and spatial resolution of rainfall measurements required for urban hydrology .» *Journal of Hydrology* 299 (3-4): 166-179. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169404003634>.
- Berthier, E. 1999. «Contribution à une modélisation hydrologique à base physique en milieu urbain: Elaboration du modèle et première évaluation.» Ph.D. dissertation, Université Joseph-Fourier (UJF), Institut National Polytechnique de Grenoble, Grenoble.
- Berthier, E., H. Andrieu, et F. Rodriguez. 1999. «The Rezé urban catchments database.» *Water Resources Research* 35 (6): 1915-1919.
- Berthier, E., H. Andrieu, et J.D. Creutin. 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. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169404003695>.
- Berthier, E., S. Dupont, P.G. Mestayer, et H. Andrieu. 2006. «Comparison of two evapotranspiration schemes on a sub-urban site .» *Journal of Hydrology* 328 (3-4): 635-646. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169406000370>.

- Best, M. J., et C. Grimmond. 2015. «Key conclusions of the first international urban land surface model comparison project.» Tech. rep., American Meteorological Society.
- Beven, Keith. 1979. «A sensitivity analysis of the Penman-Monteith actual evapotranspiration estimates.» *Journal of Hydrology* 44 (3): 169-190. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169479901306>.
- Boé, J. 2007. «Changement global et cycle hydrologique : Une étude de régionalisation sur la France.» Ph.D. dissertation, Université Paul Sabatier - Toulouse III, Ecole doctorale "Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace".
- . 2012. «Présentation: Quelques questions autour de la désagrégation pour l'étude des impacts du changement climatique.» *Journée «Les méthodes de désagrégation spatio-temporelle des précipitations»*, HydroSciences Montpellier.
- Boé, J., L. Terray, E. Martin, et F. Habets. 2009. «Projected changes in components of the hydrological cycle in French river basins during the 21st century.» *Water Resources Research* 45 (8). <http://dx.doi.org/10.1029/2008WR007437>.
- Boé, J., L. Terray, F. Habets, et E. Martin. 2007. «Statistical and dynamical downscaling of the Seine basin climate for hydro-meteorological studies.» *International Journal of Climatology* 27 (12): 1643-1655. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.1602>.
- Boone, A., V. Masson, T. Meyers, et J. Noilhan. 2000. «The Influence of the Inclusion of Soil Freezing on Simulations by a Soil–Vegetation–Atmosphere Transfer Scheme.» *Journal of Applied Meteorology* 39: 1544–1569.
- Boone, Aaron A. 2000. «Modélisation des processus hydrologiques dans le schéma de surface ISBA: Inclusion d'un réservoir hydrologique, du gel et modélisation de la neige.» Ph.D. dissertation, Université Paul Sabatier, Toulouse III, Toulouse.
- Boone, Aaron, et Pierre Etchevers. 2001. «An Intercomparison of Three Snow Schemes of Varying Complexity Coupled to the Same Land Surface Model: Local-Scale Evaluation at an Alpine Site.» *Journal of Hydrometeorology* 2 (4): 374-394. [https://doi.org/10.1175/1525-7541\(2001\)002<0374:AIOTSS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1525-7541(2001)002<0374:AIOTSS>2.0.CO;2).
- Boone, Aaron, Jean-Christophe Calvet, et Joël Noilhan. 1999. «Inclusion of a Third Soil Layer in a Land Surface Scheme Using the Force–Restore Method.» *Journal of Applied Meteorology* 38 (11): 1611-1630. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1999\)038<1611:IOATSL>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1999)038<1611:IOATSL>2.0.CO;2).

- Bornstein, Robert, et Qinglu Lin. 2000. «Urban heat islands and summertime convective thunderstorms in Atlanta: three case studies.» *Atmospheric Environment* 34 (3): 507-516. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S135223109900374X>.
- Bottema, Marcel. 1997. «Urban roughness modelling in relation to pollutant dispersion.» *Atmospheric Environment* 31 (18): 3059-3075. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231097001179>.
- Bouilloud, L., E. Martin, F. Habets, A. Boone, P. Le Moigne, J. Livet, M. Marchetti, et al. 2009. «Road Surface Condition Forecasting in France.» *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 48 (12): 2513-2527. <https://doi.org/10.1175/2009JAMC1900.1> .
- Bounoua, Lahouari, Ping Zhang, Georgy Mostovoy, Kurtis Thome, Jeffrey Masek, Marc Imhoff, Marshall Shepherd, et al. 2015. «Impact of urbanization on US surface climate.» *Environmental Research Letters* 10 (8): 084010. <http://stacks.iop.org/1748-9326/10/i=8/a=084010>.
- Braud, I. 2011. «Pourquoi et comment étudier l'hydrologie des bassins versants périurbains.» *1ere conférence thématique de l'OTHU*. Villeurbanne, France: Groupe de Recherche Rhône Alpes sur les Infrastructures et l'Eau. 5-16.
- Braud, I., K. Chancibault, S. Debionne, G. Lipeme Kouyi, B. Sarrazin, C. Jacqueminet, H. Andrieu, et al. 2010. «The AVuPUR project (Assessing the Vulnerability of Peri-Urbans Rivers): experimental set up, modelling strategy and first results.» *7th Novatech 2010 Conference*. Lyon, France.
- Breil, P., C. Joannis, G. Raimbault, et F. Brissaud. 1993. «Drainage des eaux claires parasites par les réseaux sanitaire. De l'observation à l'élaboration d'un modèle prototype.» *La Houille Blanche* (1): 45-58.
- Brochet, C. 2017. «Analyse des caractéristiques climatiques du milieu urbain à partir de données météorologiques issues de la base de données de l'ONEVU.» Rapport de stage de M1 Terre, Planètes et Environnement, mention STU, Université de Nantes.
- BSI, éd. 1998. «BS 7755: British Standard Soil Quality - Part 5: Physical methods - Section 5.4: Determination of particle size distribution in mineral soil material: Methods by sieving and sedimentation.» BSI (British Standard Institution).

- Bueno, B., G. Pigeon, L. K. Norford, K. Zibouche, et C. Marchadier. 2012. «Development and evaluation of a building energy model integrated in the TEB scheme.» *GEOSCIENTIFIC MODEL DEVELOPMENT* 5 (2): 433-448.
- Bueno, Bruno, Julia Hidalgo, Grégoire Pigeon, Leslie Norford, et Valery Masson. 2013. «Calculation of Air Temperatures above the Urban Canopy Layer from Measurements at a Rural Operational Weather Station.» *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 52 (2): 472-483. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-12-083.1>.
- Calvet, Jean-Christophe, Joël Noilhan, Jean-Louis Roujean, Pierre Bessemoulin, Maurice Cabelguenne, Albert Olioso, et Jean-Pierre Wigneron. 1998. «An interactive vegetation SVAT model tested against data from six contrasting sites.» *Agricultural and Forest Meteorology* 92 (2): 73-95. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192398000914>.
- Cariboni, J., D. Gatelli, R. Liska, et A. Saltelli. 2007. «The role of sensitivity analysis in ecological modelling.» *Ecological Modelling* 203 (1): 167-182. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380006005734>.
- Carlson, Toby N, et S Traci Arthur. 2000. «The impact of land use — land cover changes due to urbanization on surface microclimate and hydrology: a satellite perspective .» *Global and Planetary Change* 25 (1–2): 49-65. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921818100000217>.
- Chancibault, K. and Lemonsu, A. and Brun, J.M. and Munck, C. De and Allard, A. and Long, N. and Bellec, A., et V. and Andrieu, H. Masson. 2014. «Hydrological evaluation of urban greening scenarios: application to the City of Nantes, in France.» *13th ICUD, Sarawak, Malaysia*.
- Chancibault, K., F. Rodriguez, H. Andrieu, E. Bocher, J. Bouyer, F. Branger, I. Braud, et al. 2013. «Rôle de l'occupation du sol vis-à-vis de la modélisation des flux énergétiques et hydriques en milieu urbain.» Colloque de restitution de la 3e prospective nationale de recherche 2013/2017 en Surfaces et Interfaces Continentales. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01145781>.
- Chancibault, K., J.J-M Brun, A. Allard, H. Andrieu, A. Lemonsu, C. De Munck, et V. Masson. 2015. «Improving the water budget in the urban surface scheme TEB for a better evaluation of greening strategies for adaptation purposes.» *ICUC9 20-24 July 2015, Toulouse, France*.

- Chang, N.-B., et D.-H. Guo. 2006. «Urban Flash Flood Monitoring, Mapping and Forecasting via a Tailored Sensor Network System.» *2006 IEEE International Conference on Networking, Sensing and Control*. Ft. Lauderdale, FL, USA: IEEE.
- Chauveau, M., S. Chazot, C. Perrin, P.-Y. Bourgin, E. Saquet, J.-P. Vidal, N. Rouchy, et al. 2013. «Quels impacts des changements climatiques sur les eaux de surface en France à l'horizon 2070?» *La Houille Blanche- Revue internationale de l'eau, EDP Sciences* 4: 5-15.
- Chocat, B., et P. Cabane. 1999. «Hydrologie urbaine : modélisation et effet d'échelle.» *La Houille Blanche* (7-8): 106-111.
- Chu, A., Y.-C. Lin, et P.-T. Chiueh. 2017. «Incorporating the effect of urbanization in measuring climate adaptive capacity.» *Land Use Policy* 68: 28-38.
- Coles, S. 2001. *An Introduction to Statistical Modeling of Extreme Values*. Springer-Verlag London.
- Coseo, Paul, et Larissa Larsen. 2014. «How factors of land use/land cover, building configuration, and adjacent heat sources and sinks explain Urban Heat Islands in Chicago.» *Landscape and Urban Planning* 125 (Supplement C): 117-129. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204614000607>.
- Coutts, Andrew M., Emma C. White, Nigel J. Tapper, Jason Beringer, et Stephen J. Livesley. 2016. «Temperature and human thermal comfort effects of street trees across three contrasting street canyon environments.» *Theoretical and Applied Climatology* 124 (1): 55-68. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1409-y>.
- de Munck, C. S. and Lemonsu, A. and Bouzouidja, R. and Masson, V., et R Claverie. 2013. «The GREENROOF module (v7.3) for modelling green roof hydrological and energetic performances within TEB.» *Geoscientific Model Development* 6: 1941-1960.
- de Munck, C., A. Lemonsu, V. Masson, J. Le Bras, et M. Bonhomme. 2017. «Evaluating the impacts of greening scenarios on thermal comfort and energy and water consumptions for adapting Paris city to climate change.» *Urban Climate*. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212095517300032>.
- de Munck, C., J.-M. Brun, A. Lemonsu, et K. Chancibault. 2012. «Un modèle climatique urbain pour l'évaluation de politiques de végétalisation à grande échelle.» Tech. rep., CNRM-GAME Météo-France, GER IFSTTAR.

- de Munck, Cécile. 2013. «Modélisation de la végétation urbaine et stratégies d'adaptation pour l'amélioration du confort climatique et de la demande énergétique en ville.» Ph.D. dissertation, Université de Toulouse.
- Deardorff, J. W. 1977. «A Parameterization of Ground-Surface Moisture Content for Use in Atmospheric Prediction Models.» *Journal of Applied Meteorology* 16 (11): 1182-1185. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1977\)016<1182:APOGSM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1977)016<1182:APOGSM>2.0.CO;2).
- Deardorff, J. W. 1978. «Efficient prediction of ground surface temperature and moisture, with inclusion of a layer of vegetation.» *Journal of Geophysical Research: Oceans* 83 (C4): 1889-1903. <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/JC083iC04p01889>.
- Decharme, B., A. Boone, C. Delire, et J. Noilhan. 2011. «Local evaluation of the Interaction between Soil Biosphere Atmosphere soil multilayer diffusion scheme using four pedotransfer functions.» *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 116 (D20). <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2011JD016002>.
- Decharme, B., et H. Douville. 2006. «Introduction of a sub-grid hydrology in the ISBA land surface model.» *Climate Dynamics* 26 (1): 65-78. <https://doi.org/10.1007/s00382-005-0059-7>.
- Dehotin, J., et I. Braud. 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. <https://www.hydrol-earth-syst-sci.net/12/769/2008/>.
- Demuzere, M., K. Orru, O. Heidrich, E. Olazabal, D. Geneletti, H. Orru, A.G. Bhave, N. Mittal, E. Feliu, et M. Faehnle. 2014. «Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure.» *Journal of Environmental Management* 146: 107-115. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479714003740>.
- DHI. 2011. «Mike Urban cs: Building a simple Mouse Model in Mike Urban. Step-by-step Training Guide.»
- Douville, H., J. F. Royer, et J. F. Mahfouf. 1995. «A new snow parameterization for the Météo-France climate model.» *Climate Dynamics* 12 (1): 21-35. <https://doi.org/10.1007/BF00208760>.

- Dupasquier, Bruno. 1999. «Modélisation hydrologique et hydraulique des infiltrations d'eaux parasites dans les réseaux séparatifs d'eaux usées.» Ph.D. dissertation, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et Forêts.
- Dupont, S. 2001. «Modélisation dynamique et thermodynamique de la canopée urbaine: réalisation du modèle de sols urbains pour SUBMESO.» Ph.D. dissertation, Ecole Doctorale Mécanique Thermique et Génie Civil, Université de Nantes, Nantes.
- Dupont, Sylvain, Patrice G. Mestayer, Emmanuel Guilloteau, Emmanuel Berthier, et Hervé Andrieu. 2006. «Parameterization of the Urban Water Budget with the Submesoscale Soil Model.» *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 45 (4): 624-648. <http://dx.doi.org/10.1175/JAM2363.1> .
- EC. 2015. «Towards an EU Research and innovation agenda for nature-based solutions and re-naturing cities.» Tech. rep., Brussels: CEC.
- EEA. 2012. «Urban adaptation to climate change in Europe: Challenges and opportunities for cities together with supportive national and European policies.» Tech. rep., European Environment Agency, EEA Copenhagen.
- Emmanuel, R., et A. Loconsole. 2015. «Green infrastructure as an adaptation approach to tackling urban overheating in the Glasgow Clyde Valley Region, UK.» *Landscape and Urban Planning* 138: 71-86. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204615000432>.
- Endrizzi, S., S. Gruber, M. Dall'Amico, et R. Rigon. 2014. «GEOtop 2.0: simulating the combined energy and water balance at and below the land surface accounting for soil freezing, snow cover and terrain effects.» *Geoscientific Model Development* 7: 2831-2857.
- ENSA-Nantes. 2011. «Ville verte, ville dense: Pari tenable?»
- Entekhabi, D., et P. S. Eagleson. 1989. «Land Surface Hydrology Parameterization for Atmospheric General Circulation models Including Subgrid Scale Spatial Variability.» *Journal of Climate* 2 (8): 816-831. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1989\)002<0816:LSHPFA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1989)002<0816:LSHPFA>2.0.CO;2) .
- Faivre, R., B. Iooss, S. Mahévas, et D. Makowski. 2013. *Analyse de sensibilité et exploration de modèles: Application aux sciences de la nature et de l'environnement*. Edition Quæ. Édité par D. Makowski et H. Monod. RD 10, 78026 Versailles Cedex, France: Collection Savoir-faire.

- Faroux, S., A. T. Kaptué Tchuenté, J.-L. Roujean, V. Masson, E. Martin, et P. Le Moigne. 2013. «ECOCLIMAP-II/Europe: a twofold database of ecosystems and surface parameters at 1 km resolution based on satellite information for use in land surface, meteorological and climate models.» *Geoscientific Model Development* 6 (2): 563-582. <http://www.geosci-model-dev.net/6/563/2013/>.
- Fasquel, M., et E. Berthier. 1997. «Logiciel d'exploitation des données du site de Rezé.» Rapport interne, Division Eau, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Nantes.
- Feyisa, Gudina Legese, Klaus Dons, et Henrik Meilby. 2014. «Efficiency of parks in mitigating urban heat island effect: An example from Addis Ababa.» *Landscape and Urban Planning* 123 (Supplement C): 87-95. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204613002399>.
- Fletcher, T.D., H. Andrieu, et P. Hamel. 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. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0309170812002412>.
- Fletcher, Tim D., William Shuster, William F. Hunt, Richard Ashley, David Butler, Scott Arthur, Sam Trowsdale, et al. 2015. «SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage.» *Urban Water Journal* (Taylor & Francis) 12 (7): 525-542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314> .
- Fuehrer, P. L., et C. A. Friehe. 2002. «Flux Corrections Revisited.» *Boundary-Layer Meteorology* 102 (3): 415-458. <https://doi.org/10.1023/A:1013826900579>.
- Furusho, C., H. Andrieu, et K. Chancibault. 2013. «Analysis of the hydrological behaviour of an urbanizing basin.» *Hydrological Processes* 28 (4): 1809-1819.
- Furusho, C., K. Chancibault, et H. Andrieu. 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. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S002216941200580X>.
- Furusho, Carina. 2012. «Base de données FluxSAP.» Tech. rep.,IRSTV - Projet ANR-VegDUD.

- Furusho, Carina Yumi. 2011. «Modélisation hydrologique des bassins versants périurbains.» Ph.D. dissertation, Ecole centrale de Nantes.
- Gagnon, Patrick. 2012. «Désagrégation statistique de la précipitation mésoéchelle.» Ph.D. dissertation, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Centre eau, terre et Environnement.
- Gaspar, Philippe, Yves Grégoris, et Jean-Michel Lefevre. s.d. «A simple eddy kinetic energy model for simulations of the oceanic vertical mixing: Tests at station Papa and long-term upper ocean study site.» *Journal of Geophysical Research: Oceans* 95 (C9): 16179-16193.
<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/JC095iC09p16179>.
- Gessner, M.O., R. Hinkelmann, G. Nützmann, M. Jekel, G. Singer, J. Lewandowski, T. Nehls, et M. Barjenbruch. 2014. «Urban water interfaces .» *Journal of Hydrology* 514: 226-232.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169414002959>.
- Göckede, Mathias, Corinna Rebmann, et Thomas Foken. 2004. «A combination of quality assessment tools for eddy covariance measurements with footprint modelling for the characterisation of complex sites.» *Agricultural and Forest Meteorology* 127 (3): 175-188.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016819230400200X>.
- Goupy, J. 2006. *Les plans d'expériences*. Édité par Techniques de l'ingénieur.
- Grimmond, C. S. B., et T. R. Oke. 1991. «An evapotranspiration-interception model for urban areas.» *Water Resources Research* 27 (7): 1739-1755.
<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/91WR00557>.
- Grimmond, C. S. B., et T. R. Oke. 2002. «Turbulent Heat Fluxes in Urban Areas: Observations and a Local-Scale Urban Meteorological Parameterization Scheme (LUMPS).» *Journal of Applied Meteorology* 41 (7): 792-810.
[http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450\(2002\)041<0792:THFIUA>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(2002)041<0792:THFIUA>2.0.CO;2) .
- Grimmond, C. S. B., M. Blackett, M. J. Best, J.-J. Baik, S. E. Belcher, J. Beringer, S. I. Bohnenstengel, et al. 2011. «Initial results from Phase 2 of the international urban energy balance model comparison.» *International Journal of Climatology* (John Wiley & Sons, Ltd.) 31 (2): 244-272. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.2227>.

- Grimmond, C.S.B., M. Roth, T.R. Oke, Y.C. Au, M. Best, R. Betts, G. Carmichael, et al. 2010. «Climate and More Sustainable Cities: Climate Information for Improved Planning and Management of Cities (Producers/Capabilities Perspective).» *Procedia Environmental Sciences* 1 (Supplement C): 247-274. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878029610000174>.
- Grimmond, S. 2007. «Urbanization and global environmental change: local effects of urban warming.» *Geographical Journal* (Blackwell Publishing Ltd) 173 (1): 83-88. http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-4959.2007.232_3.x.
- Gros, Adrien, Emmanuel Bozonnet, Christian Inard, et Marjorie Musy. 2016. «Simulation tools to assess microclimate and building energy – A case study on the design of a new district.» *Energy and Buildings* 114: 112-122. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037877881530061X>.
- Guillaume, G., B. Gauvreau, et P. L'Hermite. 2014. «Estimation expérimentale des propriétés acoustiques des surfaces végétalisées : influences de la variabilité spatiale et de la configuration de mesure.» *Congrès Français d'Acoustique 2014*. Poitiers, France. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01061125>.
- Gumbel, E. J. 1954. *Statistical theory of extreme values and some practical applications*. *Applied Mathematics Series*. Vol. 33. U.S. Department of Commerce, National Bureau of Standards.
- Gunawardena, K.R., M.J. Wells, et T. Kershaw. 2017. «Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity.» *Science of The Total Environment* 584-585: 1040-1055. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717301754>.
- Gupta, H. V., H. Kling, K. K. Yilmaz, et G. F. Martinez. 2009. «Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling.» *Journal of Hydrology* 377: 80-91.
- Habets, F, J Noilhan, C Golaz, J.P Goutorbe, P Lacarrère, E Leblois, E Ledoux, E Martin, C Ottlé, et D Vidal-Madjar. 1999. «The ISBA surface scheme in a macroscale hydrological model applied to the Hapex-Mobilhy area: Part I: Model and database.» *Journal of Hydrology* 217 (1): 75-96. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169499000190>.

- Habets, F., A. Boone, J. L. Champeaux, P. Etchevers, L. Franchistéguy, E. Leblois, E. Ledoux, et al. 2008. «The SAFRAN-ISBA-MODCOU hydrometeorological model applied over France.» *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 113 (D6): n/a--n/a. <http://dx.doi.org/10.1029/2007JD008548>.
- Halbert, K., C. Nguyen, O. Payrastre, et E. Gaume. 2016. «Reducing uncertainty in flood frequency analyses: A comparison of local and regional approaches involving information on extreme historical floods.» *Journal of Hydrology* 541: 90-98. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169416000342>.
- Hamdi, R., et V. Masson. 2008. «Inclusion of a Drag Approach in the Town Energy Balance (TEB) Scheme: Offline 1D Evaluation in a Street Canyon.» *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47 (10): 2627-2644. <https://doi.org/10.1175/2008JAMC1865.1> .
- Hamel, Perrine, Edoardo Daly, et Tim D. Fletcher. 2013. «Source-control stormwater management for mitigating the impacts of urbanisation on baseflow: A review .» *Journal of Hydrology* 485: 201-211. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169413000292>.
- Harader, E. 2015. «L'impact du changement climatique sur les événements hydrologiques extrêmes des petits bassins versants méditerranéens: le cas du bassin versant du Lez.» Ph.D. dissertation, Université Toulouse 3 Paul Sabatier, CERFACS-CNRS, ED: SDU2E (Océan, Atmosphère et Surfaces Continentales).
- Harpham, Colin, et Robert L. Wilby. 2005. «Multi-site downscaling of heavy daily precipitation occurrence and amounts.» *Journal of Hydrology* 312 (1): 235-255. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169405000922>.
- Hassan, H.F., et T.D. White. 1997. «Laboratory and field moisture conditions for flexible pavement.» *Transportation Research Record* 96-105.
- Haylock, Malcolm R., Gavin C. Cawley, Colin Harpham, Rob L. Wilby, et Clare M. Goodess. s.d. «Downscaling heavy precipitation over the United Kingdom: a comparison of dynamical and statistical methods and their future scenarios.» *International Journal of Climatology* 26 (10): 1397-1415. <https://rmets.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/joc.1318>.

- Heidbach, Katja, Hans Peter Schmid, et Matthias Mauder. 2017. «Experimental evaluation of flux footprint models.» *Agricultural and Forest Meteorology* 246: 142-153. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192317302071>.
- Hidalgo, J., et R. Jougla. 2018. «On the use of local weather types classification to improve 2 climate understanding: an application to urban climatology.» *soumis*.
- Hidalgo, J., V. Masson, et C. Baehr. 2014. «From daily climatic scenarios to hourly atmospheric forcing fields to force Soil-Vegetation-Atmosphere transfer models.» *Frontiers in Environmental Science* 2 (40): 1-13.
- Hollis, G. E., et J. C. Ovenden. 1988. «The quantity of stormwater runoff from ten stretches of road, a car park and eight roofs in Hertfordshire, England during 1983.» *Hydrological Processes* 2 (3): 227-243. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.3360020304>.
- Iakovoglou, Valasia, Janette Thompson, Lee Burras, et Rebecca Kipper. 2001. «Factors related to tree growth across urban-rural gradients in the Midwest, USA.» *Urban Ecosystems* 5 (1): 71-85. <https://doi.org/10.1023/A:1021829702654>.
- IPCC. 2014. «Climate Change 2013 – The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.» Édité par Intergovernmental Panel on Climate Change, 31–116. Cambridge: Cambridge University Press.
- Jankowsky, S. 2012. «Urban water balance and impact of water sensitive urban design on the catchment water balance (VegDUD).» Postdoc, IFSTTAR.
- Jensen, N.E., et L. Pedersen. 2005. «Spatial variability of rainfall: Variations within a single radar pixel.» *Atmospheric Research* 77 (1): 269-277. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169809505001055>.
- Jia, Yangwen, Guangheng Ni, Yoshihisa Kawahara, et Tadashi Suetsugi. 2001. «Development of WEP model and its application to an urban watershed.» *Hydrological Processes* (John Wiley & Sons, Ltd.) 15 (11): 2175-2194. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.275>.
- Jochner, Susanne, et Annette Menzel. 2015. «Urban phenological studies – Past, present, future.» *Environmental Pollution* 203: 250-261. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749115000044>.

- Jougla, R. 2017. «Synthèse de la classification par types de temps des villes MAPUCE - Nantes.» Tech. rep., CNRM.
- Kabisch, Nadja, Matilda van den Bosch, et Raffaele Laforteza. 2017. «The health benefits of nature-based solutions to urbanization challenges for children and the elderly – A systematic review.» *Environmental Research* 159 (Supplement C): 362-373. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935117315396>.
- Karamouz, Mohammad, Navideh Noori, Ali Moridi, et Azadeh Ahmadi. 2011. «Evaluation of floodplain variability considering impacts of climate change.» *Hydrological Processes* (John Wiley & Sons, Ltd.) 25 (1): 90-103. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.7822>.
- Karpf, C., et P. Krebs. 2011. «Quantification of groundwater infiltration and surface water inflows in urban sewer networks based on a multiple model approach .» *Water Research* 45 (10): 3129-3136. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135411001333>.
- Kendon, Elizabeth J., Nigel M. Roberts, Catherine A. Senior, et Malcolm J. Roberts. 2012. «Realism of Rainfall in a Very High-Resolution Regional Climate Model.» *Journal of Climate* 25 (17): 5791-5806. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00562.1> .
- Ko, Yekang, Jun-Hak Lee, E. Gregory McPherson, et Lara A. Roman. 2015. «Long-term monitoring of Sacramento Shade program trees: Tree survival, growth and energy-saving performance.» *Landscape and Urban Planning* 143: 183-191. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204615001553>.
- Kontoleon, K.J., et E.A. Eumorfopoulou. 2010. «The effect of the orientation and proportion of a plant-covered wall layer on the thermal performance of a building zone.» *Building and Environment* 45 (5): 1287-1303. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0360132309003382>.
- Labbas, M., F. Branger, et I. Braud. 2014. «Development and evaluation of a distributed hydrological model of periurban catchments taking into account various rain water management models. Application to the Yzeron catchment (150 km²).» *6^{ème} Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine, JDHU 2014*. Villeurbanne, France.
- Labbas, Meriem. 2015. «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).» Ph.D. dissertation, Université de Grenoble.

- Laenen, A. 1983. «Storm runoff as related to urbanization based on data collected in Salem and Portland, and generalized for the Willamette Valley, Oregon.» Water-Resources Investigations Report 83-4143, U. S. Geological Survey.
- Laflamme, Eric M., Ernst Linder, et Yibin Pan. 2016. «Statistical downscaling of regional climate model output to achieve projections of precipitation extremes.» *Weather and Climate Extremes* 12: 15-23. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S221209471530058X>.
- Lamprea, Katerine. 2009. «Characterization and origin of trace metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and pesticides transported by atmospheric deposition and storm water runoff in suburban separative catchments.» Theses, Ecole Centrale de Nantes. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01002809>.
- Lang, H.-J., J. Huder, et P. Amann. 2013. *Bodenmechanik und Grundbau: Das Verhalten von Böden und Fels und die wichtigsten grundbgrundbau Konzepte*. 7. Auflage. Springer Verlag Berlin Heidelberg.
- Le Bras, Julien, et Valéry Masson. 2015. «A fast and spatialized urban weather generator for long-term urban studies at the city-scale.» *Frontiers in Earth Science* 3: 1-27. <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/feart.2015.00027>.
- 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: Approches expérimentales et modélisations.» Ph.D. dissertation, Ecole Centrale de Nantes, Ecole Doctorale: Science Pour l'Ingénieur, Géosciences, Architecture (SPIGA).
- Le Delliou, A.-L., F. Rodriguez, et H. Andrieu. 2009. «Modélisation intégrée des flux d'eau dans la ville - impacts des réseaux d'assainissement sur les écoulements souterrains.» *La Houille Blanche* 5: 152-158. <http://dx.doi.org/10.1051/lhb/2009068>.
- Le Moigne, P, A. Boone, S. Belamari, E. Brun, J.-C. Calvet, B. Decharme, S. Faroux, et al. 2009. «SURFEX scientific documentation, <https://www.geosci-model-dev.net/6/929/2013/gmd-6-929-2013-supplement.pdf>.» <https://www.geosci-model-dev.net/6/929/2013/gmd-6-929-2013-supplement.pdf>.
- Legates, David R., et Gregory J. McCabe. s.d. «Evaluating the use of “goodness-of-fit” Measures in hydrologic and hydroclimatic model validation.» *Water Resources*

- Research* 35 (1): 233-241.
<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/1998WR900018>.
- Lemonsu, A., C. S. B. Grimmond, et Masson V. 2004. «Modeling the surface energy balance of the core of an old mediterranean city: Marseille.» *Appl. Meteor* 43: 312-327.
- Lemonsu, A., R. Kounkou-Arnaud, J. Desplat, J.-L. Salagnac, et V. Masson. 2013. «Evolution of the Parisian urban climate under a global changing climate.» *Climatic Change* 116: 679-692.
- Lemonsu, A., S. Bélair, J. M Ailhot, et S. Leroyer. 2010. «Evaluation of the Town Energy Balance Model in Cold and Snowy Conditions during the Montreal Urban Snow Experiment 2005.» *JOURNAL OF APPLIED METEOROLOGY AND CLIMATOLOGY* 49: 346-362.
- Lemonsu, A., V. Masson, et E. Berthier. 2007. «Improvement of the hydrological component of an urban soil–vegetation–atmosphere–transfer model.» *Hydrological Processes* (John Wiley & Sons, Ltd.) 21 (16): 2100-2111.
<http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6373>.
- Lemonsu, A., V. Masson, L. Shashua-Bar, et E. Erell. 2012. «Inclusion of vegetation in the Town Energy Balance Model for modeling urban green areas.» *Geoscientific Model Development* 5: 1377-1393.
- Lemonsu, Aude. 2003. «Modélisation des processus de surface et de la couche limite en milieu urbain.» Ph.D. dissertation, Université de Toulouse III.
- Lemonsu, Aude, et Valéry Masson. 2002. «Simulation of a Summer Urban Breeze Over Paris.» *Boundary-Layer Meteorology* 104 (3): 463-490.
<https://doi.org/10.1023/A:1016509614936>.
- Lerner, David N. 2002. «Identifying and quantifying urban recharge: a review.» *Hydrogeology Journal* 10 (1): 143-152. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0177-1>.
- Long, N., A. Bellec, E. Bocher, et G. Petit. 2014. «Influence of the methodology (pixel-based vs object-based) to extract urban vegetation from VHR images in different urban zones.» *5th Geobia Conference*. <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01093260>.

- Lorino, T. 2016. «Aide à l'analyse de sensibilité.» Tech. rep., IFSTTAR, Ame, Ease.
- Loffi, Z. 2015. «Analyse des données de température et de précipitations issues des scénarios de changement climatiques: impact à l'échelle de la ville de Nantes.» Master's thesis, Stage de Master II Sciences et Techniques des Environnements Urbains de l'Ecole Centrale de Nantes.
- Malys, L., M. Musy, et C. Inard. 2016. «Direct and Indirect Impacts of Vegetation on Building Comfort: A Comparative Study of Lawns, Green Walls and Green Roofs.» *Energies* 9(1) (32).
- Masson, V. 2000. «A Physically-Based Scheme For The Urban Energy Budget In Atmospheric Models.» *Boundary-Layer Meteorology* (Kluwer Academic Publishers) 94 (3): 357-397. <http://dx.doi.org/10.1023/A%3A1002463829265>.
- Masson, V., C. Marchadier, L. Adolphe, R. Aguejdad, P. Avner, M. Bonhomme, G. Bretagne, et al. 2014. «Adapting cities to climate change: A systemic modelling approach.» *Urban Climate* 10: 407-429. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212095514000212>.
- Masson, V., C. S. B. Grimmond, et T. R. Oke. 2002. «Evaluation of the Town Energy Balance (TEB) Scheme with Direct Measurements from Dry Districts in Two Cities.» *Journal of Applied Meteorology* 41 (10): 1011-1026. <https://journals.ametsoc.org/doi/abs/10.1175/1520-0450%282002%29041%3C1011%3AEOTTEB%3E2.0.CO%3B2> .
- Masson, V., J.-L. Champeaux, F. Chauvin, C. Meriguet, et Lacaze R. 2003. «A global database of land surface parameters at 1-km resolution in meteorological and climate models.» *J. Climate* 16 (9): 1261-1282.
- Masson, V., P. Le Moigne, E. Martin, S. Faroux, A. Alias, R. Alkama, S. Belamari, et al. 2013. «The SURFEXv7.2 land and ocean surface platform for coupled or offline simulation of earth surface variables and fluxes.» *Geoscientific Model Development* 6 (4): 929-960. <http://www.geosci-model-dev.net/6/929/2013/>.
- Masson, Valéry, et Yann Seity. 2009. «Including Atmospheric Layers in Vegetation and Urban Offline Surface Schemes.» *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 48 (7): 1377-1397. <https://doi.org/10.1175/2009JAMC1866.1> .
- Matthews, T., A.Y. Lo, et J.A. Byrne. 2015. «Reconceptualizing green infrastructure for climate change adaptation: Barriers to adoption and drivers for uptake by spatial

- planners.» *Landscape and Urban Planning* 138: 155-163.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204615000419>.
- Mazzali, Ugo, Fabio Peron, Piercarlo Romagnoni, Riccardo M. Pulselli, et Simone Bastianoni. 2013. «Experimental investigation on the energy performance of Living Walls in a temperate climate.» *Building and Environment* 64: 57-66.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S036013231300084X>.
- Mcharrat, M. T. 2015. «Evaluation hydro-climatique du modèle TEB-Hydro: Apport des flux de chaleur latente et sensible.» Master's thesis, Stage de Master II Sciences et Techniques des Environnements Urbains de l'Ecole Centrale de Nantes.
- Melaas, Eli K, Jonathan A Wang, David L Miller, et Mark A Friedl. 2016. «Interactions between urban vegetation and surface urban heat islands: a case study in the Boston metropolitan region.» *Environmental Research Letters* 11 (5): 054020.
<http://stacks.iop.org/1748-9326/11/i=5/a=054020>.
- Mesquida, C., et M. B. Guirkinger. 2015. «Réussir la conférence climat Paris 2015, Avis du Conseil économique, social et environnemental.» Tech. rep., Section des Affaires Européennes et Internationales.
- Mestayer, P.G. et Rosant, J.-M. et Rodriguez F. et Rouaud J.-M. 2011. «La campagne expérimentale FluxSAP 2010 : Mesures de climatologie en zone urbaine hétérogène.» *La Météorologie* (73).
- Milly, P. C. D., et A. B. Shmakin. 2002. «Global Modeling of Land Water and Energy Balances. Part I: The Land Dynamics (LaD) Model.» *Journal of Hydrometeorology* 3 (3): 283-299. [https://doi.org/10.1175/1525-7541\(2002\)003<0283:GMOLWA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1525-7541(2002)003<0283:GMOLWA>2.0.CO;2).
- Mironov, D., E. Heise, E. Kourzeneva, B. Ritter, N. Schneider, et A. Terzhevik. 2010. «Implementation of the lake parameterisation scheme Flake into the numerical weather prediction model cosmo.» *Boreal Environment Research* 15: 218–230.
- Mitchell, V. G., H. A. Cleugh, C. S. B. Grimmond, et J. Xu. 2008. «Linking urban water balance and energy balance models to analyse urban design options.» *Hydrological Processes* (John Wiley & Sons, Ltd.) 22 (16): 2891-2900.
<http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6868>.

- Mitchell, V. Grace. 2006. «Applying Integrated Urban Water Management Concepts: A Review of Australian Experience.» *Environmental Management* 37 (5): 589-605. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0252-1>.
- Mitchell, V. Grace, Thomas A. McMahon, et Russell G. Mein. 2003. «Components of the Total Water Balance of an Urban Catchment.» *Environmental Management* 32 (6): 735-746. <https://doi.org/10.1007/s00267-003-2062-2>.
- Mitchell, V.G., R.G. Mein, et T.A. McMahon. 2001. «Modelling the urban water cycle .» *Environmental Modelling & Software* 16 (7): 615-629. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815201000299>.
- Moncrieff, John, Robert Clement, John Finnigan, et Tilden Meyers. 2005. «Averaging, Detrending, and Filtering of Eddy Covariance Time Series.» Dans *Handbook of Micrometeorology: A Guide for Surface Flux Measurement and Analysis*, édité par Xuhui Lee, William Massman et Beverly Law, 7-31. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/1-4020-2265-4_2.
- Monteith, J. L. 1965. «Evaporation and environment.» *Symposia of the Society for Experimental Biology* 19: 205–224.
- Montgomery, Douglas C. 2017. *Design and Analysis of Experiments*. Ninth Edition. Édité par Arizona State University. John Wiley & Sons Inc.
- Morena, F. 2004. «Modélisation hydrologique distribuée en milieu urbanisé: Représentation des processus de production et développement du modèle URBS.» Ph.D. dissertation, Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Morgenroth, J. 2008. «A Review of Root Barrier Research.» *Arboriculture & Urban Forestry* 34 (2): 84-88.
- Moriasi, D. N., J. G. Arnold, M. W. Van Liew, R. L. Bingner, R. D. Harmel, et T. L. Veith. 2007. «Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations.» *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 50 (3): 885–900.
- Mullaney, Jennifer, Terry Lucke, et Stephen J. Trueman. 2015. «A review of benefits and challenges in growing street trees in paved urban environments .» *Landscape and Urban Planning* 134: 157-166. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016920461400245X>.

- Musy, Marjorie, Emmanuel Bozonnet, Xavier Briottet, Caroline Gutleben, Jean-Pierre Lagouarde, Patrick Launeau, Aude Lemonsu, Denis Maro, Fabrice Rodriguez, et Maeva Sabre. 2014. «Rapport final Projet ANR- 09-VILL-0007VegDUDProgramme Villes Durables 2009.» Tech. rep.,IRSTV FR CNRS 2488. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01188804>.
- Musy, Marjorie, Laurent Malys, Benjamin Morille, et Christian Inard. 2015. «The use of SOLENE-microclimat model to assess adaptation strategies at the district scale.» *Urban Climate* 14: 213-223. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212095515300109>.
- Nash, J.E., et J.V. Sutcliffe. 1970. «River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles.» *Journal of Hydrology* 10 (3): 282-290. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169470902556>.
- Nguyen, C.C., E. Gaume, et O. Payrastre. 2014. «Regional flood frequency analyses involving extraordinary flood events at ungauged sites: further developments and validations.» *Journal of Hydrology* 508: 385-396. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169413008226>.
- Nie, L., O. Lindholm, G. Lindholm, et . Syversen. 2009. «Impacts of climate change on urban drainage systems – a case study in Fredrikstad, Norway.» *Urban Water Journal* 6 (4): 323-332.
- Niemczynowicz, Janusz. 1999. «Urban hydrology and water management – present and future challenges .» *Urban Water* 1 (1): 1-14. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462075899000096>.
- NM. 2014. «Consolidation du volet adaptation du Plan Climat Énergie Territorial de Nantes Métropole: Étude de vulnérabilité.» Tech. rep., La Métropole aquatique – Collectif « Et alors ».
- Noilhan, J., et J.-F. Mahfouf. 1996. «The ISBA land surface parameterisation scheme.» *Global and Planetary Change* 13 (1): 145-159. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0921818195000437>.
- Noilhan, J., et S. Planton. 1989. «A Simple Parameterization of Land Surface Processes for Meteorological Models.» *Monthly Weather Review* 117 (3): 536-549. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1989\)117<0536:ASPOLS>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1989)117<0536:ASPOLS>2.0.CO;2) .

- Norton, Briony A., Andrew M. Coutts, Stephen J. Livesley, Richard J. Harris, Annie M. Hunter, et Nicholas S.G. Williams. 2015. «Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes .» *Landscape and Urban Planning* 134: 127-138. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204614002503>.
- Offerle, B., C. S. B. Grimmond, et K. Fortuniak. 2005. «Heat storage and anthropogenic heat flux in relation to the energy balance of a central European city centre.» *International Journal of Climatology* 25: 1405–1419.
- Oke, T.R. 1987. *Boundary Layer Climates*. 2d ed. Édité par Routledge.
- Oosterbaan, R.J. 1994. *Chapter 6: Frequency and regression analysis of hydrologic data in Drainage Principles and Applications*. second revised edition. Édité par H.P. Ritzema. Vol. 16. Wageningen, the Netherlands: ILRI Publication.
- Ouzeau, G., J.-M. Soubeyroux, M. Schneider, R. Vautard, et S. Planton. 2016. «Heat waves analysis over France in present and future climate: Application of a new method on the EURO-CORDEX ensemble.» *Climate Services* 4: 1-12. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405880716300309>.
- Ouzeau, G., M. Déqué, M. Jouini, S. Planton, et Vautard R. 2014. «Le climat de la France au XXI e siècle, Scénarios régionalisés : édition 2014 pour la métropole et les régions d'outre-mer.» Tech. rep., Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, Direction générale de l'Énergie et du Climat.
- Pagé, C., et L. Terray. 2010. «Nouvelles projections climatiques à échelle fine sur la France pour le 21ème siècle : les scénarii SCRATCH2010.» *Climate Modelling and Global Change, CERFACS - Centre Européen de Recherche et de Formation Avancée en Calcul Scientifique*.
- Payrastre, O., E. Gaume, et H. Andrieu. 2011. «Usefulness of historical information for flood frequency analyses: Developments based on a case study.» *Water Resources Research* 47 (8). <https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2010WR009812>.
- Percot, Stéphane. 2012. «Contribution des retombées atmosphériques aux flux de polluants issus d'un petit bassin versant urbain: Cas du Pin Sec à Nantes.» Ph.D. dissertation, Ecole doctorale Sciences pour l'ingénieur géoscience architecture (SPIGA).

- Pigeon, Grégoire, Aude Lemonsu, Valéry Masson, et Julia Hidalgo. 2008. «De l'observation du microclimat urbain à la modélisation intégrée de la ville.» *La météorologie - Météo et Climat*. <http://hdl.handle.net/2042/19174>.
- Pumo, D., E. Arnone, A. Francipane, D. Caracciolo, et L.V. Noto. 2017. «Potential implications of climate change and urbanization on watershed hydrology.» *Journal of Hydrology*. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169417305954>.
- Ragab, R., P. Rosier, A. Dixon, J. Bromley, et J. D. Cooper. 2003. «Experimental study of water fluxes in a residential area: 2. Road infiltration, runoff and evaporation.» *Hydrological Processes* 17 (12): 2423-2437. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/hyp.1251>.
- Raimbault, G. 1986. «Diffusivité et conductivité hydrauliques de matériaux ou sols non saturés en eau.» *Bull Liaison Lab Ponts Chauss* 145: 125-132.
- Ramier, D., E. Berthier, et H. Andrieu. 2011. «The hydrological behaviour of urban streets: long-term observations and modelling of runoff losses and rainfall–runoff transformation.» *Hydrological Processes* (John Wiley & Sons, Ltd.) 25 (14): 2161-2178. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.7968>.
- Rauch, Wolfgang, Katja Seggelke, Rebekah Brown, et Peter Krebs. 2005. «Integrated Approaches in Urban Storm Drainage: Where Do We Stand?» *Environmental Management* 35 (4): 396-409. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-0114-2>.
- Raupach, M. R. 1992. «Drag and drag partition on rough surfaces.» *Boundary-Layer Meteorology* 60 (4): 375-395. <https://doi.org/10.1007/BF00155203>.
- Raynaud, O., C. Joannis, F. Schoefs, et F. Billard. 2008. «A model-based assessment of infiltration and inflow in the scope of controlling separate sanitary overflows at pumping stations.» *11th International Conference on Urban Drainage*.
- Redon, Emilie C., Aude Lemonsu, Valéry Masson, Benjamin Morille, et Marjorie Musy. 2017. «Implementation of street trees within the solar radiative exchange parameterization of TEB in SURFEX v8.0.» *Geoscientific Model Development* 10: 385-411.
- Redon, Emilie. 2017. «Modélisation de la végétation urbaine comme régulateur thermique et de la gestion des ressources en eau associées.» Ph.D. dissertation, Université de Toulouse, SDU2E.

- Reis, Dirceu S., et Jerry R. Stedinger. 2005. «Bayesian MCMC flood frequency analysis with historical information.» *Journal of Hydrology* 313 (1): 97-116. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169405000314>.
- Revi, Aromar, David Satterthwaite, Fernando Aragón-Durand, Jan Corfee-Morlot, Robert B R Kiunsi, Mark Pelling, Debra Roberts, William Solecki, Sumetee Pahwa Gajjar, et Alice Sverdlik. 2014. «Towards transformative adaptation in cities: the IPCC's Fifth Assessment.» *Environment and Urbanization* 26 (1): 11-28. <https://doi.org/10.1177/0956247814523539> .
- Riahi, Keywan, Shilpa Rao, Volker Krey, Cheolhung Cho, Vadim Chirkov, Guenther Fischer, Georg Kindermann, Nebojsa Nakicenovic, et Peter Rafaj. 2011. «RCP 8.5---A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions.» *Climatic Change* 109 (1): 33. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>.
- Rigon, Riccardo, Giacomo Bertoldi, et Thomas M. Over. 2006. «GEOtop: A Distributed Hydrological Model with Coupled Water and Energy Budgets.» *Journal of Hydrometeorology* 7 (3): 371-388. <http://dx.doi.org/10.1175/JHM497.1> .
- Roberts, Sarah M., T. R. Oke, C. S. B. Grimmond, et J. A. Voogt. 2006. «Comparison of Four Methods to Estimate Urban Heat Storage.» *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 45 (12): 1766-1781. <https://doi.org/10.1175/JAM2432.1> .
- Robitu, Mirela, Marjorie Musy, Christian Inard, et Dominique Groleau. 2006. «Modeling the influence of vegetation and water pond on urban microclimate.» *Solar Energy* 80 (4): 435-447. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038092X05002574>.
- Roche, P.-A., J. Miquel, et E. Gaume. 2012. *Hydrologie quantitative: Processus, modèles et aide à la décision*. Springer -Verlag FRance.
- Rodriguez, F. 1999. «INTERET DES BANQUES DE DONNEES URBAINES POUR L'HYDROLOGIE: Détermination des fonctions de transfert de bassins versants urbains.» Ph.D. dissertation, Institut National Polytechnique de Grenoble, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées.
- Rodriguez, F., A.-L. Le Delliou, H. Andrieu, et J. Gironas. 2018. «Groundwater contribution to sewer network baseflow in an urban catchment: Case study and modelling.» *en cours de soumission*.

- Rodriguez, F., M.-L. Mosini, H. Andrieu, et F. Morena. 2010. «Un modèle hydrologique distribué pour les bassins versants urbains.» BLPC, LPC.
- Rodriguez, F., P. Augris, B. Flahaut, S. Jankowfsky, L. Lebouc, M.L. Mosini, A. Mosset, L. Pineau, J.M. Rouaud, et D. Yilmaz. 2013. «APPORT DES OBSERVATIONS HYDROLOGIQUES A DIFFERENTES ECHELLES EN MILIEU URBAIN.» Tech. rep., IFSTTAR.
- Rodriguez, Fabrice, Hervé Andrieu, et Floriane Morena. 2008. «A distributed hydrological model for urbanized areas – Model development and application to case studies .» *Journal of Hydrology* 351 (3–4): 268-287. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169407007299>.
- Rodriguez, Fabrice, Hervé Andrieu, et Jean-Dominique Creutin. 2003. Surface runoff in urban catchments: morphological identification of unit hydrographs from urban databanks. *Journal of Hydrology* 283 (1–4): 146-168. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169403002464>.
- Rossman, L. A., et W. C. Huber. 2016. «Storm Water Management Model Reference Manual.»
- Rossman, Lewis A. 2010. *Storm water management model user's manual, version 5.0*. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency Cincinnati.
- Rotach, M. W., R. Vogt, C. Bernhofer, E. Batchvarova, A. Christen, A. Clappier, B. Feddersen, et al. 2005. «BUBBLE -- an Urban Boundary Layer Meteorology Project.» *Theoretical and Applied Climatology* 81 (3): 231-261. <https://doi.org/10.1007/s00704-004-0117-9>.
- Rousseaux, Frédéric, Nathalie Long, et Antoine Renouard. 2011. «Vers une simulation de l'évolution des structures urbaines à partir d'une modélisation multi-agents.» *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement [Online]* 11 (3). <http://journals.openedition.org/vertigo/11561>.
- Ruban, Véronique, Fabrice Rodriguez, Jean Michel Rosant, Katerine Lamprea Maldonado, Marie Laure Mosini, Laurent Lebouc, Pascal Pichon, et al. 2010. «Le secteur atelier pluridisciplinaire (sap), un observatoire de l'environnement urbain – présentation des premiers résultats du suivi hydrologique et microclimatique du

- bassin du pin sec (nantes).» *Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées* (277): 5-18. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00613999>.
- Sage, Jérémie, Emmanuel Berthier, et Marie-Christine Gromaire. 2015. «Stormwater Management Criteria for On-Site Pollution Control: A Comparative Assessment of International Practices.» *Environmental Management* 56 (1): 66-80. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-015-0485-1>.
- Saltelli, A., S. Tarantola, F. Campolongo, et M. Ratto. 2004. *Sensitivity Analysis in Practice: a guide to assessing scientific models*. John Wiley & Sons, Ltd.
- Salvadore, Elga, Jan Bronders, et Okke Batelaan. 2015. «Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions .» *Journal of Hydrology* 529, Part 1: 62-81. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169415004412>.
- Schirmer, Mario, Sebastian Leschik, et Andreas Musolff. 2013. «Current research in urban hydrogeology – A review .» *Advances in Water Resources* 51: 280-291. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0309170812001790>.
- Schmid, H. P. 1994. «Source areas for scalars and scalar fluxes.» *Boundary-Layer Meteorology* 67 (3): 293-318. <https://doi.org/10.1007/BF00713146>.
- Schmid, H.P. 1997. «Experimental design for flux measurements: matching scales of observations and fluxes.» *Agricultural and Forest Meteorology* 87 (2): 179-200. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192397000117>.
- Schmid, Hans Peter. 2002. «Footprint modeling for vegetation atmosphere exchange studies: a review and perspective.» *Agricultural and Forest Meteorology* 113 (1): 159-183. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192302001077>.
- Schmidt, M. 2009. «Rainwater Harvesting for Mitigation local and global Warming.» *Fifth Urban Research Symposium 2009*.
- Seveno, F., F. Rodriguez, K. de Bondt, et C. Joannis. 2014. «Identification and representation of water pathways from production areas to urban catchment outlets: a case study in France.» *2nd International Conference on the Design, Construction, Maintenance, Monitoring and Control of Urban Water*.
- Shashua-Bar, Limor, David Pearlmutter, et Evyatar Erell. 2009. «The cooling efficiency of urban landscape strategies in a hot dry climate.» *Landscape and Urban Planning*

- 92 (3): 179-186.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204609000723>.
- Shen, Liyin, Yi Peng, Xiaoling Zhang, et Yuzhe Wu. 2012. «An alternative model for evaluating sustainable urbanization.» *Cities* 29 (1): 32-39.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0264275111000746>.
- Shepherd, J. M., T. Andersen, C. Strother, A. Horst, L. Bounoua, et C. Mitra. 2013. *Impacts of Urbanization on Precipitation and Storms: Physical Insights and Vulnerabilities. In: Climate Vulnerability: Understanding and Addressing Threats to Essential Resources*. Édité par Academic Press. Elsevier Inc.
- Shuster, W. D., J. Bonta, H. Thurston, E. Warnemuende, et D. R. Smith. 2005. «Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review.» *Urban Water Journal* (Taylor & Francis) 2 (4): 263-275. <https://doi.org/10.1080/15730620500386529>.
- Sjöman, Henrik, et Anders Busse Nielsen. 2010. «Selecting trees for urban paved sites in Scandinavia – A review of information on stress tolerance and its relation to the requirements of tree planners.» *Urban Forestry & Urban Greening* 9 (4): 281-293.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866710000385>.
- Smets, V., C. Wirion, W. Bauwens, M. Hermy, B. Somers, et B. Verbeiren. 2018 (under review). «The importance of city trees for reducing net rainfall: comparing measurements and simulations.» *Hydrology and Earth System Sciences*.
- Smith, J. A., M. L. Baeck, J. E. Morrison, P. Sturdevant-Rees, D. F. Turner-Gillespie, et P. D. Bates. 2002. «The regional hydrology of extreme floods in an urbanizing drainage basin.» *Journal Hydrometeorology* 3 (3): 267 – 282.
- Smith, James A., Mary Lynn Baeck, Katherine L. Meierdiercks, Peter A. Nelson, Andrew J. Miller, et Elliot J. Holland. 2005. «Field studies of the storm event hydrologic response in an urbanizing watershed.» *Water Resources Research* 41 (10): n/a--n/a. <http://dx.doi.org/10.1029/2004WR003712>.
- Soubeyroux, Jean-Michel, Gaëlle Ouzeau, Michel Schneider, et Olivierand Kounkou-Arnaud, Raphaëlle Cabanes. 2016. «Les vagues de chaleur en France : analyse de l'été 2015 et évolutions attendues en climat futur.» *La Météorologie*.
- Stavropoulos-Laffaille, X., K. Chancibault, J.-M. Brun, A. Lemonsu, V. Masson, A. Boone, et H. Andrieu. 2018. «Improvements to the hydrological processes of the Town Energy Balance model (TEB-Veg, SURFEX v7.3) for urban modelling and impact

- assessment.» *Geoscientific Model Development* 11 (10): 4175-4194.
<https://www.geosci-model-dev.net/11/4175/2018/>.
- Stovin, Virginia, Gianni Vesuviano, et Hartini Kasmin. 2012. «The hydrological performance of a green roof test bed under UK climatic conditions.» *Journal of Hydrology* 414-415: 148-161.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169411007347>.
- Sutherland. 1995. «Methodology for estimating the effective impervious area of urban watersheds.» *Watershed Protection Techniques* 2 (1): 282-284.
- Sutherland, Roger C. 2000. «Methods for estimating the effective impervious area of urban watersheds.» *The Practice of Watershed Protection* 32: 193-195.
- Swoczyna, Tatiana, Hazem M. Kalaji, Stefan Pietkiewicz, et Jacek Borowski. 2015. «Ability of various tree species to acclimation in urban environments probed with the JIP-test.» *Urban Forestry & Urban Greening* 14: 544-553.
- Taha, H., H. Akbari, et A. Rosenfeld. 1991. «Heat island and oasis effects of vegetative canopies: Micro-meteorological field-measurements.» *Theoretical and Applied Climatology* 44 (2): 123-138. <https://doi.org/10.1007/BF00867999>.
- Taha, Haider. 1997. «Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat.» *Energy and Buildings* 25 (2): 99-103.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378778896009991>.
- Tang, T., P. Reed, T. Wagener, et K. Van Werkhoven. 2006. «Comparing sensitivity analysis methods to advance lumped watershed model identification and evaluation.» *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 3 (6): 3333-3395.
<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00298785/file/hessd-3-3333-2006.pdf>.
- Thomson, Allison M., Katherine V. Calvin, Steven J. Smith, G. Page Kyle, April Volke, Pralit Patel, Sabrina Delgado-Arias, et al. 2011. «RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100.» *Climatic Change* 109 (1): 77.
<https://doi.org/10.1007/s10584-011-0151-4>.
- Thouret, Jean-Claude, et Robert D'Ercole. 1996. «Vulnérabilité aux risques naturels en milieu urbain : effets, facteurs et réponses sociales.» *Cahiers des sciences humaines. ORSTOM* 32 (2): 407-422.

- Tramblay, Y., D. Ruelland, S. Somot, R. Bouaicha, et E. Servat. 2013. «High-resolution Med-CORDEX regional climate model simulations for hydrological impact studies: a first evaluation of the ALADIN-Climate model in Morocco.» *Hydrologie and Earth System Sciences* 17: 3721– 3739.
- van den Bosch, M., et Å Ode Sang. 2017. «Urban natural environments as nature-based solutions for improved public health – A systematic review of reviews.» *Environmental Research* 158 (Supplement C): 373-384. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0013935117310241>.
- Vavrus, Stephen J., Michael Notaro, et David J. Lorenz. 2015. «Interpreting climate model projections of extreme weather events.» *Weather and Climate Extremes* 10: 10-28. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212094715300372>.
- Viglione, A., J. R. M. Hosking, F. Laio, A. Miller, E. Gaume, O. Payrastre, J. L. Salinas, C. C. N'guyen, et K. Halbert. 2018. «Non-Supervised Regional Frequency Analysis, "nsRFA-package".»
- Vincendon, Béatrice, Véronique Ducrocq, Georges-Marie Saulnier, Ludovic Bouilloud, Katia Chancibault, Florence Habets, et Joël Noilhan. 2010. «Benefit of coupling the ISBA land surface model with a TOPMODEL hydrological model version dedicated to Mediterranean flash-floods.» *Journal of Hydrology* 394 (1): 256-266. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169410001976>.
- Voyde, Emily, Elizabeth Fassman, et Robyn Simcock. 2010. «Hydrology of an extensive living roof under sub-tropical climate conditions in Auckland, New Zealand.» *Journal of Hydrology* 394 (3): 384-395. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169410005937>.
- Vrebos, D, T Vansteenkiste, J Staes, P Willems, et P Meire. 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. <https://lirias.kuleuven.be/retrieve/271836> pdf article [freely available].
- Wilby, R.L, C.W Dawson, et E.M Barrow. 2002. «sdsms — a decision support tool for the assessment of regional climate change impacts.» *Environmental Modelling & Software* 17 (2): 145-157. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815201000603>.

- Willems, P. 2013. «Revision of urban drainage design rules after assessment of climate change impacts on precipitation extremes at Uccle, Belgium .» *Journal of Hydrology* 496: 166-177.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169413004149>.
- Willems, P., et M. Vrac. 2011. «Statistical precipitation downscaling for small-scale hydrological impact investigations of climate change .» *Journal of Hydrology* 402 (3–4): 193-205.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169411001582>.
- Willems, P., K. Arnbjerg-Nielsen, J. Olsson, et V.T.V. Nguyen. 2012. «Climate change impact assessment on urban rainfall extremes and urban drainage: Methods and shortcomings .» *Atmospheric Research* 103: 106-118.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169809511000950>.
- WMO. 2012. «Urban flood management in a changing climate (integrated flood management tools series).» Tech. rep., World Meteorological Organization.
- Wood, S. J., D. A. Jones, et R. J. Moore. 2000. «Accuracy of rainfall measurement for scales of hydrological interest.» *Hydrology and Earth System Sciences* 4 (4): 531-543. <https://www.hydrol-earth-syst-sci.net/4/531/2000/>.
- Woods Ballard, B., P. Kellagher, P. Martin, C. Jefferies, R. Bray, et P. Shaffer. 2007. «Site handbook for the construction of SUDS.» London.
- Yapo, Patrice O., Hoshin Vijai Gupta, et Soroosh Sorooshian. 1996. «Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models: sensitivity to calibration data.» *Journal of Hydrology* 181 (1): 23-48.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169495029184>.

Titre : Pour une analyse des impacts du changement climatique sur l'hydrologie urbaine : Modélisation hydro-microclimatique de deux bassins versants expérimentaux de l'agglomération nantaise

Mots clés : Bassins versants urbains ; TEB-Hydro ; modélisation hydro-microclimatique ; bilan en eau et en énergie ; changement climatique ; désagrégation statistique temporelle.

Résumé : L'adaptation des villes au changement climatique constitue un enjeu majeur des politiques d'aménagement. Promouvoir l'intégration des infrastructures vertes et bleues dans l'environnement urbain en tant que stratégies d'adaptation implique ainsi de comprendre leurs impacts sur les bilans en eau et en énergie. Un modèle hydro-microclimatique, TEB-Hydro, a préalablement été développé en tenant compte du couplage détaillé des deux bilans. Cependant, des études récentes ont mis en cause la représentation des processus hydrologiques en sous-sol urbain. Ainsi, ce travail de thèse consiste à améliorer la composante hydrologique du modèle (drainage de l'eau du sol par les réseaux, écoulements souterrains vertical et latéral). Après calage, une évaluation hydrologique est réalisée sur deux bassins versants urbains de Nantes. Dans les deux cas, le calage fait ressortir la même

configuration de simulation, malgré des morphologies différentes, ce qui est encourageant pour des applications du modèle en projection climatique. L'évaluation hydrologique met en avant les paramètres clés du modèle et démontre une amélioration du processus de l'infiltration de l'eau du sol dans le réseau d'assainissement. L'évaluation hydro-énergétique du modèle démontre une représentation satisfaisante des flux de chaleur sensible et latente. Le fonctionnement du modèle vis-à-vis de l'évapotranspiration est discuté via le prisme de la végétation et de la morphologie urbaine. Une première application de TEB-Hydro en contexte de changement climatique permet d'évaluer une méthode statistique existante de désagrégation et soulève la problématique de la représentation de la dynamique pluviométrique dans ce contexte.

Title: For an impact analysis of climate change on urban hydrology: Hydro-microclimate modelling on two experimental catchments in the urban area of Nantes

Keywords: urban catchments; TEB-Hydro; hydro-microclimate modelling; water and energy balance; climate change; temporal statistical downscaling.

Abstract: Adapting growing cities to climate change is a major challenge in planning policy. Promoting the integration of green and blue infrastructures in the urban environment as adaptation strategies implies understanding their impacts on both the urban hydrological and energy balance. A hydro-microclimate model, TEB-Hydro, was developed previously, taking into account detailed coupling between the two balances. However, first model evaluation studies on different urban catchments have questioned the representation of the hydrological processes in the urban subsoil. This PhD work consists of performing new developments on the models hydrological component (soil-water drainage by sewer networks, vertical and lateral subsoil flows). After calibration a hydrological evaluation is performed on two urban catchments in Nantes.

In both cases, the calibration brings out the same simulation configuration, despite different catchment related properties. This is encouraging for applying the model on climate projection. The hydrological evaluation highlights the model key parameters as well as shows improvements concerning sewer soil water infiltration processes. In addition, a hydro-energetic evaluation shows a satisfactory representation of sensible and latent heat fluxes. The model operation vis-à-vis evapotranspiration processes is discussed through vegetation and urban morphology. A first application of TEB-Hydro in climate change context enables evaluating an existing statistical disaggregation method as well as raises the problematic in representing rainfall dynamics for climate projection purposes.