



HAL
open science

Flux de contaminants dans un bassin versant côtier méditerranéen lors d'évènements pluvieux : quels bénéfices de la désimperméabilisation des espaces urbanisés ? : étude à différentes échelles sur la zone de Montpellier

Marlène Rio

► **To cite this version:**

Marlène Rio. Flux de contaminants dans un bassin versant côtier méditerranéen lors d'évènements pluvieux : quels bénéfices de la désimperméabilisation des espaces urbanisés ? : étude à différentes échelles sur la zone de Montpellier. Autre [cond-mat.other]. Université Montpellier, 2020. Français. NNT : 2020MONTG068 . tel-03340464

HAL Id: tel-03340464

<https://theses.hal.science/tel-03340464>

Submitted on 10 Sep 2021

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.

THÈSE POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE MONTPELLIER

En Sciences de l'Eau

École doctorale GAIA

Unité de recherche HydroSciences Montpellier

**Flux de contaminants dans un bassin versant côtier
méditerranéen lors d'évènements pluvieux : quels bénéfices
de la désimperméabilisation des espaces urbanisés ?
Etude à différentes échelles sur la zone de Montpellier**

Présentée par Marlène RIO

Le 17 Décembre 2020

Sous la direction de Marie-George TOURNOUD

Devant le jury composé de

Sylvie BARRAUD, Professeur des Universités, INSA Lyon

Ghassan CHEBBO, Directeur de Recherche, Ecole des ponts ParisTech, et
Professeur, Faculté de Génie de l'Université Libanaise

Vincent GUINOT, Professeur des Universités, Université de Montpellier

Laure MATON, Chargée de Mission Politiques Publiques, Montpellier Méditerranée Métropole

Marie-George TOURNOUD, Professeur des Universités, Université de Montpellier

Christian SALLES, Maître de Conférences, Université de Montpellier

Samuel ROBERT, Directeur de Recherche, CNRS

Christelle GRAMAGLIA, Chargée de Recherche, INRAE

Rapporteure

Rapporteur

Président du jury

Examinatrice

Directrice de thèse

Co-encadrant

Invité

Invitée



**UNIVERSITÉ
DE MONTPELLIER**

FINANCEMENT

Cette thèse a été financée par le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) via une bourse doctorale du LabEX DRIIHM, programme « Investissements d’Avenir » (ANR-11-LABX-0010). Ce travail s’est réalisé au sein de l’Observatoire Homme Milieux (OHM) Littoral Méditerranéen.



Remerciements

Je tiens à remercier les nombreuses personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'aboutissement de ce travail de thèse. Les discussions, les moments de partage, les belles rencontres, le soutien qui m'ont été offerts ont rendu cette aventure possible.

Tout d'abord, merci à Marie-George et Christian, d'avoir été présents durant ces 4 années, pour m'accompagner, m'orienter, m'encourager et souvent me rassurer. Vous m'avez offert des conditions exceptionnelles pour la réalisation de ma thèse, et je mesure la chance que j'ai eu de vous avoir comme encadrants. Merci aussi d'avoir accueilli avec joie et bienveillance mes choix de vie personnels, même si ça n'était pas sans conséquence pour vous.

Je remercie également Christelle Gramaglia, pour son implication dans l'encadrement de la partie sciences sociales qui donne toute la dimension interdisciplinaire à ma thèse. Sa confiance et son enthousiasme m'ont permis de m'initier à l'étude sociologique, discipline qui m'était jusqu'alors inconnue.

Mes remerciements vont aussi aux membres de mon comité de suivi de thèse, venant de disciplines variées, dont les discussions m'ont largement permis de progresser et d'avancer dans mon travail. Merci à Flavie Cernesson, pour sa gentillesse, et pour m'avoir consacré du temps concernant l'analyse de l'occupation du sol en zone urbaine. Merci aussi à Chrystelle Bancon, pour son aide sur les campagnes de terrain, les analyses chimiques et leurs interprétations. Merci à Patrick Monfort, pour ses conseils et la réalisation des analyses microbiologiques. Merci également à Roger Moussa, pour ses idées constructives lors des comités de suivi, et pour avoir accepté d'être le référent ED du comité. Et enfin merci à Samuel Robert, pour les échanges enrichissants qui m'ont poussée à élargir ma vision de mon sujet de thèse.

Je tiens à remercier le réseau de l'Observatoire Hommes Milieux Littoral Méditerranéen et le LabEx DRIIHM, pour le financement de cette thèse.

Un grand merci également à la métropole de Montpellier pour m'avoir fourni les données indispensables à la réalisation de ce travail.

Je remercie grandement les membres du jury pour l'évaluation de cette thèse et les échanges intéressants lors de la soutenance. Merci à Vincent Guinot pour avoir présidé le jury.

Mes remerciements vont également à toutes les personnes qui ont accepté de me recevoir en entretien et de participer au groupe de discussion dans le cadre de l'étude sociologique, étude qui a été largement enrichie par le co-encadrement du stage de Typhaine Mottis. Merci pour ton implication dans ton travail et ta joie de vivre qui ont égayé les mois de travail que nous avons partagés. C'était un vrai bonheur de pouvoir discuter ensemble, de sociologie mais aussi de plein d'autres choses !

Cette thèse a aussi pu être réalisée grâce à l'ambiance de travail agréable offerte par toutes les personnes du laboratoire Hydrosiences durant ces 4 années. Merci à Catherine Marchand pour son accueil quand je suis arrivée pour la première fois au labo, sa disponibilité et son aide dans les démarches administratives. Merci également à Elise Deme pour son soutien quand il a fallu trouver des financements pour prolonger mon contrat! Merci à Kristine, pour son écoute, et son grand sourire chaque matin qui me donnait du courage pour ma journée de travail. Merci également à Nadine et Bérangère pour leur bonne humeur. Je remercie sincèrement Pierre Marchand pour son aide et sa disponibilité sur les phases de terrain. Merci aussi à Sophie, Sandra et Aurore pour leur aide sur le terrain et au laboratoire de chimie, et pour les bons moments partagés ensemble.

Un grand merci à tous les post-doctorants, doctorants et stagiaires du labo (et d'autres labos d'ailleurs), pour toutes les discussions scientifiques et moins scientifiques autour de repas et pauses café partagés. Merci Laïna, pour ta joie de vivre, ta légèreté, et ton écoute. Merci Alice, pour tous les moments de détente que l'on a partagés, les séances de bateau après les journées de boulot, les repas au RA et goûters crêpes... Merci aussi à Marie, pour m'avoir donné une alternative aux longues discussions sur les « challengers » lors des repas au RA... J'espère que nous pourrons entretenir notre amitié malgré la distance. Je pense aussi à Mélanie, merci pour les discussions encourageante et réconfortantes même à plusieurs centaines de kilomètres.

Bien sûr je remercie la team des gars, qui m'ont donné le sourire entre les sessions de travail acharné... Merci Victor, pour ta folie, pour les séances d'escalade quand nous étions de grands sportifs qui avaient du temps ! Merci Alix, pour ton optimisme à toute épreuve. Un grand merci à mes co-bureaux, Antoine C. dont la bonne humeur est communicative, et Camille dont l'implication dans le travail est très inspirante. Enfin, merci également à Mehdi, Elia, Leila, Benjamin, Antoine G., Margaux, Tybaud, Linda, Maria, Liz, Camila, Colin, Garence, et ceux que j'ai pu oublier...

Je souhaite exprimer ma profonde gratitude à ma famille, qui m'a encouragée et soutenue dans cette aventure. Merci à mon père et à Aline, et merci à ma sœur, pour les moments de bonheur qu'on partage ensemble. Je remercie particulièrement ma mère, pour son soutien inébranlable, sa disponibilité, son écoute dans les moments de joie comme dans les moments de doute, et bien sûr son bénévolat à temps plein, pour garder les enfants et me permettre de rédiger dans les meilleures conditions...

Aux deux rayons de soleil qui m'ont fait l'honneur de devenir mère durant cette période... Merci Enaël et Noémie, vos sourires et babillements sont mes plus beaux encouragements.

Pour finir, merci à toi, Valentin, pour ton humour, ton écoute et ton soutien inconditionnels, tant dans les moments où j'ai été fière de mon travail que quand j'ai pensé ne jamais pouvoir y arriver. Quelques mots sont bien insuffisants pour décrire le bonheur et la gratitude que j'ai à réaliser n'importe quel projet à tes côtés.

Résumé

Cette thèse vise à évaluer les impacts des espaces urbanisés et de scénarii changements d'occupation du sol sur les flux de contaminants générés lors d'évènements pluvieux dans le bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes et la zone urbaine de Montpellier. Dans un premier temps, il est montré que les apports continentaux de bactéries témoins de contamination fécale (BTCF) aux eaux côtières augmentent significativement avec l'indice de précipitations antérieures. Au sein de la zone urbaine, les flux bactériens et de matières en suspension (MES) se révèlent fortement impactés par les épisodes pluvieux, même de faible période de retour. Dans un second temps, un outil de modélisation est développé pour permettre l'évaluation des impacts de scénarii de gestion du ruissellement pluvial sur les flux de contaminants. Une classification des surfaces urbaines en fonction des processus de transfert des contaminants est proposée, basée sur une stratégie d'échantillonnage appliquée à une carte d'utilisation du sol déjà existante. Puis les surfaces urbaines sont agrégées en unités de réponse qualité (URQ). Le logiciel de modélisation Storm Water Management Model (SWMM) est utilisé pour comparer cette méthode de discrétisation d'un bassin versant aux unités de réponse hydrologiques (URH) communément utilisées. Les simulations sont lancées à l'échelle de l'évènement pluvieux et se concentrent sur les MES, en tant que vecteur principal de pollution en zone urbaine. Il s'avère que les URQ ont la même capacité que les URH à reproduire des hydrogrammes observés, tout en offrant une grande flexibilité pour l'implantation de scénarii de gestion du ruissellement urbain. La construction de ces derniers se base alors sur une approche interdisciplinaire, qui mobilise des méthodes d'enquête sociologique pour mettre en perspective le travail de modélisation par rapport à un contexte territorial plus ou moins favorable à des changements de pratiques de gestion du ruissellement urbain. Sur le territoire montpelliérain, d'importants blocages, notamment d'ordre institutionnel, montrent une faible marge de progression dans la mise en place de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales. Pour répondre au besoin crucial de connaissances sur les bénéfices que peuvent apporter ces dispositifs, les scénarii choisis consistent à déconnecter les toitures et à implanter des revêtements perméables sur les différentes URQ définies précédemment. Les résultats de la modélisation montrent des réductions significatives du volume ruisselé et de la masse de MES exportées dans différents espaces urbanisés, en particulier pour les pluies de faible période de retour. De plus, l'impact des scénarii se révèle variable parmi les utilisations du sol typiques de zone urbaine représentées, ce qui montre l'importance de cibler les surfaces à désimperméabiliser selon le type d'espace urbanisé. Sur le territoire montpelliérain, une connexion forte entre science et gestion apparaît nécessaire pour favoriser la désimperméabilisation des espaces urbains et préserver la qualité des eaux continentales et littorales du golfe d'Aigues-Mortes.

Abstract

This study aims at assessing the impacts of urbanized spaces and land cover change scenarios on contaminant loads generated during rain events in the gulf of Aigues-Mortes catchment and the urban area of Montpellier (France). Firstly, it is shown that continental inputs of fecal indicator bacteria (FIB) to coastal waters increase significantly with the antecedent precipitation index. Within the urban area, FIB and suspended solids (SS) loads are strongly influenced by storm events, even with a small return period. Secondly, a modelling tool is developed to allow the assessment of the impacts of runoff management scenarios on contaminant loads. A classification of urban surfaces according to build-up and wash-off processes is proposed, based on a sampling strategy applied on an existing land use map. Then, the urban surfaces are aggregated into water quality response units (WQRUs). The Storm Water Management Model (SWMM) is used to compare this method of catchment discretization to the commonly used hydrological response units (HRUs). The simulations are performed at the event scale and focus on SS as a major urban pollution vector. It appears that the WQRUs have the same ability to reproduce observed hydrographs than the HRUs, while affording the advantage of being highly flexible for the implementation of urban runoff management scenarios. The definition of the latest is based on an interdisciplinary approach, through a sociological survey undertaken to put into perspective the modelling study into a territorial context more or less open to the implementation of storm water control measures. In the urban area of Montpellier, major difficulties prevent their implementation. To address the crucial need of knowledge about their beneficial effects, the chosen scenarios consist in rooftop disconnection and the implementation of permeable pavements over the previously defined WQRUs. The modelling results show significant reductions in runoff volume and exported mass of SS in different urbanized areas, particularly for rain events of low return period. Moreover, the impacts of the scenarios are found highly variable among the represented typical urban land uses, thus priorities in implementing storm water control measures should be given accordingly to the specificity of the considered urbanized area. Within the urban area of Montpellier, a strong connection between scientists and managers is necessary to promote the generalization of storm water control measures and preserve the quality of continental and coastal waters in the gulf of Aigues-Mortes.

Table des Matières

REMERCIEMENTS	IV
RESUME.....	VI
ABSTRACT.....	VIII
TABLE DES MATIERES	X
LISTE DES FIGURES.....	XIV
LISTE DES TABLEAUX.....	XVIII
LISTE DES ACRONYMES.....	XX
INTRODUCTION	1
Les zones côtières soumises à d'importantes contaminations	1
Lien entre contaminations des eaux côtières et conditions hydrologiques.....	2
Origines continentales des contaminations littorales.....	2
Les espaces urbanisés comme source majeure de contaminations des zones littorales	3
Définition des espaces urbanisés	3
Sources urbaines de contaminants	4
Les matières en suspension comme indicateur de la pollution urbaine.....	4
Processus de transfert des contaminants en zone urbaine	5
Emergence des techniques alternatives en milieu urbain	5
Bénéfices des techniques alternatives.....	6
Difficultés de mise en place des techniques alternatives	7
La modélisation comme outil pour aider à la gestion des eaux pluviales	8
Difficultés de modéliser les flux de contaminants en zone urbaine	8
Difficultés de modéliser les techniques alternatives à l'échelle du bassin versant	10
Les techniques d'enquête pour faire émerger des scénarii de changement	11
Objectifs de la thèse	13
CHAPITRE 1 PRESENTATION DU BASSIN VERSANT D'ETUDE ET DES DIFFERENTES ECHELLES D'ANALYSE	17
1.1. Le Golfe d'Aigues-Mortes.....	17
1.2. Le bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes	18
1.2.1. Caractéristiques physiques du bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes	18
1.2.2. Climat et hydrographie du bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes	21
1.3. Le bassin versant Lez-Mosson	23
1.3.1. Caractéristiques physiques et hydrographie du bassin versant Lez-Mosson	23
1.3.2. Gestion de l'eau dans le bassin versant Lez-Mosson.....	26
1.4. Echelles spatiales d'analyse et données disponibles	29

CHAPITRE 2 FLUX DE BACTERIES TEMOINS DE CONTAMINATION FECALE ET DE MATIERES EN SUSPENSION DANS UN BASSIN VERSANT COTIER MEDITERRANEEN	33
2.1. Objectifs	33
2.2. Flux de bactéries témoins de contamination fécale aux exutoires du bassin versant du golfe d’Aigues-Mortes	33
2.2.1. Matériel et méthodes	34
2.2.1.1. Campagnes d’échantillonnage	34
2.2.1.2. Analyses bactériologiques.....	34
2.2.1.3. Données disponibles	35
2.2.1.4. Méthode de construction d’un modèle statistique à l’échelle du bassin versant du golfe d’Aigues-Mortes	35
2.2.2. Résultats	38
2.2.2.1. Flux de bactéries témoins de contamination fécale et incertitudes de mesures aux exutoires du bassin versant du golfe d’Aigues-Mortes	38
2.2.2.2. Corrélation entre les flux de bactéries témoins de contamination fécale et l’indice de précipitations antérieures	41
2.2.2.3. Simulation des flux de bactéries témoins de contamination fécale	43
2.2.2.4. Comparaison avec les données de l’agence régionale de santé.....	44
2.2.3. Discussion	46
2.3. Flux de contaminants dans le bassin versant Lez-Mosson	48
2.3.1. Matériel et méthodes	48
2.3.1.1. Campagnes spatiales de mesures dans le bassin versant Lez-Mosson	48
2.3.1.2. Suivis de crues à l’exutoire du bassin versant du Verdanson	51
2.3.1.3. Quantification des bactéries témoins de contamination fécale et des matières en suspension.....	52
2.3.1.4. Quantification des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des organoétains....	52
2.3.1.5. Calcul des flux de bactéries témoins de contamination fécale et des matières en suspension.....	53
2.3.2. Résultats	53
2.3.2.1. Répartition spatiale des flux de bactéries témoins de contamination fécale et de matières en suspension dans le bassin versant Lez-Mosson.....	54
2.3.2.2. Influence des évènements pluvieux sur les flux de contaminants à l’exutoire du bassin versant du Verdanson	56
2.3.2.3. Les matières en suspension comme vecteur de pollution	60
2.3.3. Discussion	61
2.4. Conclusion	63

CHAPITRE 3 METHODE DE REPRESENTATION DES ESPACES URBAINS POUR LA MODELISATION DES FLUX DE MATIERES EN SUSPENSION	67
3.1. Objectifs	67
3.2. Analyse de l'occupation du sol urbaine selon les processus de lessivage des matières en suspension.....	68
3.2.1. Une nomenclature adaptée.....	68
3.2.2. Une méthode efficace d'analyse de l'occupation du sol	70
3.2.3. Application de la méthode au bassin versant du Verdanson	71
3.2.4. Validation de la méthode d'analyse de l'occupation du sol	74
3.3. Représentation de l'occupation du sol urbaine dans la modélisation hydrologique.....	78
3.3.1. Présentation du Storm Water Management Model.....	78
3.3.2. Méthode de discrétisation d'un bassin versant en unités de réponse hydrologique et en unités de réponse qualité.....	79
3.3.3. Paramètres hydrologiques associés aux unités de réponse hydrologique et aux unités de réponse qualité	80
3.3.4. Modèle exponentiel de lessivage appliqué aux unités de réponse hydrologique et unités de réponse qualité	83
3.3.5. Validation et analyse comparative des hydrogrammes simulés	84
3.3.5.1. A l'échelle du bassin versant du Château d'O	84
3.3.5.2. A l'échelle du bassin versant du Verdanson	89
3.3.6. Analyse comparative des pollutogrammes simulés	89
3.3.6.1. A l'échelle du bassin versant du Château d'O	89
3.3.6.2. A l'échelle du bassin versant du Verdanson	92
3.3.7. Perspectives pour la modélisation des flux de matières en suspension	94
3.4. Conclusion	95
CHAPITRE 4 CONSTRUCTION DE SCENARII DE DESIMPERMEABILISATION DANS LE CONTEXTE TERRITORIAL DU SITE D'ETUDE	97
4.1. Objectifs	97
4.2. Méthodologie d'enquête	98
4.3. Résultats et discussion	102
4.3.1. La difficile émergence du problème de qualité du ruissellement urbain	102
4.3.1.1. Une gestion des eaux pluviales appréhendée par le prisme du risque d'inondation .	102
4.3.1.2. Une qualité de l'eau sous pression qui peine à s'imposer comme problème public..	105
4.3.2. Représentations de la notion de désimpermeabilisation sur le territoire.....	107
4.3.2.1. Diverses approches de la désimpermeabilisation.....	107
4.3.2.2. Différents freins et leviers associés aux techniques alternatives	110
4.4. Conclusion	115

CHAPITRE 5	MODELISATION DES EFFETS DES SCENARII DE DESIMPERMEABILISATION SUR LES VOLUMES RUISSELES ET LES FLUX DE MATIERES EN SUSPENSION DANS LES ESPACES URBAINS	119
5.1.	Objectifs	119
5.2.	Application des scénarii de gestion du ruissellement	120
5.3.	Bassins versants tests	122
5.4.	Résultats	124
5.4.1.	Revêtements perméables sur les parkings	124
5.4.2.	Revêtements perméables sur les routes	126
5.4.3.	Revêtements perméables sur les espaces piétonniers.....	128
5.4.4.	Déconnexion des toitures.....	130
5.5.	Discussion	132
5.6.	Conclusion	134
	CONCLUSIONS GENERALES.....	135
	PERSPECTIVES.....	141
	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	145
	ANNEXES	161
	Annexe 1 : Article scientifique publié dans la revue Comptes Rendus Geoscience	163
	Annexe 2 : Acte de conférence – MEDCOAST 2017	175
	Annexe 3 : Acte de conference – UDM 2018	189
	Annexe 4 : Article scientifique publié dans la revue Journal of Hydrology	195
	Annexe 5 : Canevas d’entretien	211
	Annexe 6 : Grille d’analyse des entretiens	213
	Annexe 7 : Article scientifique publié dans la revue Urban Water Journal	215

Liste des Figures

Figure 1.1 Présentation du littoral d’Aigues-Mortes	17
Figure 1.2 Occupation du sol sur le bassin versant du golfe d’Aigues-Mortes. Les données proviennent de la base de données CORINE LAND COVER (CLC) datant de 2012.....	19
Figure 1.3 Population municipale (Données Insee 2013), découpage communal et localisation des stations d’épuration (Monfort et al., 2012) sur le bassin versant du GAM.....	20
Figure 1.4 Hydrologie du bassin versant du GAM. Les exutoires sont (1) le canal du Prévost. (2) l’embouchure du Lez. (3) Le canal de Carnon. (4) Le grau des Abîmes. (5) Le Grau du Roi, qui correspond à l’embouchure du Vidourle.....	21
Figure 1.5 (a) Hydrographie du bassin versant Lez-Mosson. (b) Utilisation du sol sur le bassin versant du Verdanson. Les données d’utilisation du sol sont fournies par Montpellier Méditerranée Métropole (niveau 3 2015).	25
Figure 1.6 Structures de gestion de l’eau et découpage communal sur le bassin versant Lez-Mosson	28
Figure 1.7 Echelles spatiales d’analyse et données disponibles sur la zone d’étude	31
Figure 2.1 Valeurs estimées et incertitudes associées des flux journaliers de coliformes thermo-tolérants et d’entérocoques intestinaux entre juin 2008 et janvier 2015. (a) Bassin versant Lez Mosson. (b) Bassin versant de l’Or. (c) Bassin versant Vistre-Vidourle. Les histogrammes représentent l’Indice de Précipitations Antérieures (IPA) correspondant à chaque jour de mesure.	39
Figure 2.2 (a) Variabilité spatiale des concentrations en coliformes thermo-tolérants dans la section d’écoulement du Lez le 27 janvier 2009. (b) Régression linéaire entre les flux de coliformes thermo-tolérants et d’entérocoques intestinaux.	40
Figure 2.3 Régressions linéaires entre l’indice de précipitations antérieures (IPA) et les flux de Coliformes Thermo-Tolérants (CTT) aux exutoires du bassin versant du GAM. Les intervalles de confiance à 90 % basés sur les incertitudes de mesure sont représentés en pointillés longs. Les intervalles de confiance à 90 % basés sur la dispersion des points autour de la droite de régression sont représentés en pointillés.....	42
Figure 2.4 (a) Flux de Coliformes Thermo-Tolérants (CTT) estimés aux exutoires du bassin versant Vistre-Vidourle durant l’été 2012. L’histogramme représente les pluies journalières. (b) Proportion des apports de CTT (UFC/jour) au GAM en conditions de basses eaux (flux total de $1,96 \cdot 10^{14}$ UFC/jour) et lors d’un évènement pluvieux d’un cumul de 23,7 mm (flux total de $2,87 \cdot 10^{14}$ UFC/jour).	44
Figure 2.5 Flux de Coliformes Thermo-Tolérants (CTT) simulés aux exutoires du bassin versant Lez-Mosson et données de qualité des eaux de baignade à Palavas-les-Flots durant l’été 2012. L’histogramme représente les pluies journalières.....	45
Figure 2.6 (a) Cartographie du bassin versant Lez-Mosson et du réseau de mesures. Les données d’utilisation du sol proviennent de la base de données Corine Land Cover datant de 2012. (b) Représentation simplifiée du réseau de mesures dans le bassin versant Lez-Mosson.	50
Figure 2.7 Régression linéaire entre les flux de coliformes thermo-tolérants et d’entérocoques intestinaux dans le bassin versant du Lez.	54

Figure 2.8 Flux de (a) coliformes thermo-tolérants (CTT) et (b) MES dans le bassin versant du Lez en conditions de basses eaux	55
Figure 2.9 Flux de (a) coliformes thermo-tolérants (CTT) et (b) MES en conditions de basses eaux et lors d'épisodes pluvieux à l'exutoire du bassin versant du Verdanson.....	57
Figure 2.10 Débits et concentrations en BTCF et MES mesurés à l'exutoire du bassin versant du Verdanson lors d'épisodes pluvieux. (a) & (c) Le 11/06/2018 (Cumul 73,5 mm). (b) & (d) Le 19/10/2017 (Cumul 35,6 mm). (e) Le 29/04/2018 (Cumul 16,1 mm).	59
Figure 2.11 (a) Comparaison des teneurs en HAP et organoétains dans l'eau et les MES collectées par centrifugation lors des épisodes pluvieux. (b) Comparaison des teneurs en HAP mesurées dans les MES collectées par centrifugation le 29/04/2018 et les sédiments collectés dans le lit du cours d'eau en conditions de basses eaux le 11/06/2018	60
Figure 3.1 Illustration de la méthode d'échantillonnage stratifié utilisée pour l'analyse de l'occupation du sol. (a) Localisation aléatoire des zones-échantillons dans le bassin versant du Verdanson. (b) Localisation des zones-échantillons sur une carte d'utilisation du sol existante (ici, la nomenclature SPOT THEMA utilisée par la Métropole de Montpellier). (c) Photographie aérienne d'une zone-échantillon (provenant ici de la BD ORTHO®). (d) Résultats de la photo-interprétation	72
Figure 3.2 Répartition des unités de lessivage au sein de la zone d'étude. (a) Bassin versant du Verdanson. (b) Bassin versant du Château d'O. (c) Sous-bassins versants du Château d'O.....	75
Figure 3.3 Validation de la méthode utilisée pour l'analyse de l'occupation du sol dans les 23 sous-bassins versants du Verdanson. (a) Comparaison des surfaces estimées et surfaces de références concernant les routes et les toitures. La pente de la droite en pointillés est 1:1. (b) Boîtes à moustaches des erreurs calculées à partir de la BD TOPO®.	76
Figure 3.4 (a) Représentation d'un bassin versant en unités de réponse hydrologique. (b) Représentation du même bassin versant discrétisé en unités de réponse qualité.	81
Figure 3.5 Comparaison des sorties hydrologiques des deux approches de modélisation. (a) Valeurs de Nash. (b) Volume ruisselé. (c) Débit de pointe. (d) Temps de montée.	86
Figure 3.6 Exemples d'hydrogrammes simulés et observés à l'exutoire du bassin versant du Château d'O. Les courbes enveloppe représentent les incertitudes associées aux mesures de débit. Le pas de temps des simulations est 1 seconde.....	88
Figure 3.7 Exemples d'hydrogrammes simulés à l'exutoire du bassin versant du Verdanson.	90
Figure 3.8 Comparaison des pollutogrammes simulés par les deux représentations de l'occupation du sol. (a) Masse totale de MES exportées divisée par la masse initiale de MES (%). (b) Durée entre le début de l'évènement pluvieux et la concentration maximale divisée par la durée de l'évènement (%). (c) Concentration maximale (mg/L).....	91
Figure 3.9 Exemples de pollutogrammes simulés à l'exutoire du bassin versant du Château d'O correspondant à l'évènement du 15 octobre 2018.....	93
Figure 3.10 Exemples de pollutogrammes simulés à l'exutoire du bassin versant du Verdanson correspondant à l'évènement du 28 novembre 2014.....	93

Figure 4.1 Cartographie des acteurs interrogés en lien avec la problématique scientifique	101
Figure 4.2 Notions évoquées par les enquêtés autour du thème "désimperméabilisation"	109
Figure 4.3 Freins et leviers associés à la désimperméabilisation dans les entretiens	111
Figure 5.1 Caractéristiques, occupation du sol et discrétisation en unités de réponse qualité des bassins versants tests.....	123
Figure 5.2 Implantation de 50 % et 100 % de revêtements perméables sur des surfaces de parkings. (a) Réduction de volume ruisselé (%) dans les bassins versants. (b) Réduction de masse de MES exportées (%) dans les bassins versants.....	125
Figure 5.3 Implantation de 30 % et 70 % de revêtements perméables sur des surfaces de routes. (a) Réduction de volume ruisselé (%) dans les bassins versants. (b) Réduction de masse de MES exportées (%) dans les bassins versants.....	127
Figure 5.4 Implantation de 50 % et 100 % de revêtements perméables sur les espaces piétonniers. (a) Réduction de volume ruisselé (%) dans les bassins versants. (b) Réduction de masse de MES exportées (%) dans les bassins versants.....	129
Figure 5.5 Déconnexion de 50 % et 100 % de toitures pentues (a) Réduction de volume ruisselé (%) dans les bassins versants. (b) Réduction de masse de MES exportées (%) dans les bassins versants.....	131
Figure 5.6 Proportions de masse MES exportées sur le bassin versant « Grands Equipements 1 », discrétisé en unités de réponse qualité, en fonction des valeurs du coefficient de lessivage K_w . (a) Période de retour 6 mois. (b) Période de retour 5 ans.	133

Liste des Tableaux

Tableau 2.1 Caractéristiques des régressions linéaires reliant l'Indice de Précipitations Antérieures (IPA) et les flux de Coliformes Thermo-Tolérants (CTT) et Entérocoques Intestinaux (EI) dans les trois bassins versants du GAM (Lez-Mosson, Or et Vistre-Vidourle). Dans le bassin versant de l'étang de l'Or, l'IPA est calculé pour le jour précédent les mesures étant donné que les flux bactériens mettent un jour supplémentaire à atteindre l'exutoire en raison de l'effet tampon de l'étang de l'Or.....	41
Tableau 3.1 Nomenclature utilisée pour la classification de l'occupation du sol.....	69
Tableau 3.2 Nombre de zones-échantillons associées aux classes de la nomenclature SPOT THEMA dans le bassin versant du Verdanson	73
Tableau 3.3 Paramètres hydrologiques définis pour les deux représentations de l'occupation du sol.	82
Tableau 5.1 Paramètres hydrologiques associés aux unités de réponse qualité	121

Liste des Acronymes

ADCP	<i>Acoustic Current Doppler Profiler</i>
ARS	Agence Régionale de Santé
BTCF	Bactéries Témoins de Contamination Fécale
CCGPSL	Communauté de Communes du Grand Pic Saint Loup
CCVH	Communauté de Communes de la Vallée de l'Hérault
CLC	<i>Corine Land Cover</i>
CME	Concentration Moyenne de l'Évènement
CN	<i>Curve Number</i>
CTT	Coliformes Thermo-Tolérants
CVA	Centre-Ville Ancien
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DDTM	Direction Départementale des Territoires et de la Mer
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
EPCI	Etablissement Public de Coopération Intercommunale
EPTB	Etablissement Public Territorial de Bassin
ETM	Éléments Traces Métalliques
FNE	France Nature Environnement
GAM	Golfe d'Aigues-Mortes
GE1	Grands Equipements 1
GE2	Grands Equipements 2
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HD-C	Habitat Discontinu Collectif
HD-D	Habitat Discontinu Dense
HD-FD	Habitat Discontinu Faiblement Dense
IPA	Indice de Précipitations Antérieures
LEMA	Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques
M3M	Montpellier Méditerranée Métropole
MCV	Mosson Coulée Verte
MES	Matières en Suspension
NSE	<i>Nash-Sutcliffe Efficiency</i>

PAGD	Plan d'Aménagement et de Gestion Durable
PAPI	Programme d'Actions de Prévention des Inondations
PLUi	Plan Local d'Urbanisme intercommunal
PPRI	Plan de Prévention des Risques Inondations
RMC	Rhône Méditerranée Corse
SAGE	Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SAM	Sète Agglopôle Méditerranée
SCoT	Schéma de Cohérence Territoriale
SDAGE	Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux
SWMM	<i>Storm Water Management Model</i>
SyBLE	Syndicat du Bassin du Lez
TA	Techniques Alternatives de gestion des eaux pluviales
UFC	Unités Formant Colonies
URH	Unités de Réponse Hydrologique
URQ	Unité de Réponse Qualité

INTRODUCTION

Les zones côtières soumises à d'importantes contaminations

Les activités anthropiques des zones littorales engendrent de multiples pressions qui augmentent la vulnérabilité des milieux côtiers fragiles. La qualité des eaux littorales fait l'objet de forts enjeux écologiques, sanitaires et économiques. Ces derniers concernent notamment les activités de pêche, le commerce et le tourisme côtier. De nombreux contaminants tels que les nutriments, Eléments Traces Métalliques (ETM), bactéries, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), ou encore résidus médicamenteux, sont de plus en plus observés en zone côtière, en particulier durant les épisodes pluvieux (Benotti et Brownawell, 2007; Boehm et al., 2002; Sany et al., 2013; Witt et Trost, 1999). Une grande part de cette pollution se trouve véhiculée par les Matières En Suspension (MES) et issue de la remise en suspension des sédiments (Bancon-Montigny et al., 2019; Chebbo et Gromaire, 2004; Park, 2007). Face à ces contaminations, l'augmentation des préoccupations environnementales se traduit par des réglementations telles que la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de 2000, en Europe, qui vise la protection des masses d'eau, dont en particulier les masses d'eau côtières, ou encore le Clean Water Act de 1972, aux Etats-Unis, dont le but est de restaurer et maintenir l'intégrité des masses d'eau.

Les normes de qualité des eaux récréatives et piscicoles se basent, entre autre, sur les Bactéries Témoins de Contamination Fécale (BTCF), qui sont utilisées pour détecter des contaminations d'origine fécale. Les BTCF telles que les coliformes thermo-tolérants et les entérocoques intestinaux sont des bactéries spécifiques de la flore intestinale dont la présence en grand nombre dans l'eau suggère la présence d'autres organismes potentiellement pathogènes (Edberg et al., 2000; Fewtrell et Bartram, 2002). Ainsi, des concentrations élevées en BTCF dans les eaux côtières peuvent avoir d'importantes conséquences sur la santé humaine et causer des interdictions de baignade et de pêche (Coulliette et Noble, 2008; Dwight et al., 2004).

Lien entre contaminations des eaux côtières et conditions hydrologiques

Bien que les eaux côtières puissent être contaminées par temps sec (Stein et Ackerman, 2007), de nombreuses études mettent en exergue l'impact des conditions hydro-climatiques sur les contaminations des eaux côtières, notamment bactériennes (Boehm et al., 2002; Fiandrino et al., 2003; Parker et al., 2010). De précédentes études ont examiné la relation entre les conditions environnementales et les niveaux de BTCF dans les eaux côtières. Par exemple, Stumpf et al. (2010) ont observé une corrélation significative entre les concentrations en BTCF et le débit de ruisseaux côtiers durant des épisodes pluvieux. Par ailleurs, de fortes corrélations ont été mises en évidence entre les cumuls de pluie et les concentrations en BTCF dans de nombreuses régions, notamment dans la plaine côtière du Fylde, Royaume-Uni (Crowther et al., 2001), en Californie, Etats-Unis (Ackerman et Weisberg, 2003) ainsi qu'en Corée (Cha et al., 2010). Des modèles statistiques basés sur des régressions linéaires multiples ont été utilisés pour lier des paramètres météorologiques aux concentrations en BTCF dans le ruissellement urbain de temps de pluie (Ekklesia et al., 2015; Farnham et Lall, 2015; Hathaway et al., 2010), mais peu de travaux ont été conduits dans le but de modéliser les flux de contaminants bactériens aux exutoires de bassins versants côtiers.

Origines continentales des contaminations littorales

Les contaminants observés en zone côtière ont des sources variées. Tout d'abord, les humains et animaux qui fréquentent les plages peuvent générer d'importants niveaux de contaminants bactériens (Elmir et al., 2007; Wright et al., 2009), de même que les activités de loisirs et les ports de plaisance. Sur la bande continentale côtière, de nombreux contaminants proviennent des activités industrielles et des zones agricoles, les pollutions microbiennes y étant principalement dues aux activités d'élevage, aux animaux sauvages et à l'épandage de lisier (Sigua et al., 2010). Les sédiments des cours d'eau naturels et des réseaux d'assainissement sont également vecteurs de contamination bactérienne (Muirhead et al., 2004). Outre les BTCF, d'autres polluants s'accumulent dans les sédiments, comme le montrent David et al. (2010) en analysant la pollution des sédiments par des composés organiques (e.g. HAP, Alkylphénols) en aval de rejets d'effluents de stations d'épuration. Par ailleurs, les zones urbaines, via le ruissellement de surface et les apports d'eaux usées, sont reconnues comme source majeure de contaminations des eaux côtières (Ahn et al., 2005; Jeong et al., 2005; Reoyo-Prats et al., 2016).

Les espaces urbanisés comme source majeure de contaminations des zones littorales

Définition des espaces urbanisés

Au sein des bassins versants côtiers, il est démontré que les zones urbaines contribuent majoritairement aux transferts de contaminants vers les zones côtières. Il est cependant extrêmement difficile de donner une définition précise d'une « zone urbaine ». Un critère communément utilisé est la densité de population (McGrane, 2016). Cependant, selon Weeks (2010), bien que la population soit un aspect important des environnements urbains, la zone urbaine est un concept spatial qui n'est que partiellement défini par la population au sein de ses limites géographiques. Comme le souligne McGrane (2016), il existe une multitude de paramètres pouvant servir à définir une zone urbaine ; la densité de population, la présence d'infrastructures spécifiques telles que les écoles ou les hôpitaux, le pourcentage de certaines activités économiques ou encore la superficie couverte par des surfaces imperméables. Dans le but d'étudier les impacts de l'urbanisation sur les processus hydrologiques, de nombreuses études utilisent la surface totale imperméable (Total Impervious Area) ou la surface imperméable effective (Effective Impervious Area) comme métriques représentant les espaces urbanisés à l'échelle du bassin versant (Han et Burian, 2009; O'Driscoll et al., 2010). Selon Salvatore et al. (2015), un bassin versant peut être considéré comme urbain lorsque les activités anthropiques locales ont un impact significatif sur les processus hydrologiques. Cette définition peut alors être élargie dans le cadre de cette étude pour désigner les espaces comme urbanisés lorsque leurs impacts sont également significatifs sur la nature des contaminants générés et sur les processus de transfert vers les milieux récepteur.

Dans la suite de ce manuscrit, la délimitation des espaces urbanisés se base sur la nomenclature de la base de données européenne d'occupation des sols Corine Land Cover (CLC). Les zones urbanisées y regroupent les tissus urbains continus et les tissus urbains discontinus, définis comme les espaces structurés par les bâtiments et les voies de communication, où les surfaces artificiellement recouvertes occupent une fraction importante de l'espace. Ainsi, c'est l'occupation du sol, communément définie comme les conditions biophysiques du sol, c'est-à-dire les différents types de surfaces recouvrant le sol, qui permet de délimiter les espaces urbanisés. Ceux-ci peuvent présenter différentes utilisations du sol,

c'est-à-dire différents paysages urbains, qui lient l'occupation du sol aux activités humaines (e.g. zones résidentielles, industrielles ou commerciales). L'occupation du sol représente alors les composants de l'utilisation du sol, tels que le bâti, les routes, la végétation...etc.

Sources urbaines de contaminants

L'impact des zones urbanisées sur le cycle hydrologique est largement démontré à travers la littérature (Andrieu et al., 2017; Debbage et Shepherd, 2018; Fletcher et al., 2013; McGrane, 2016). Leur effet sur la qualité des rivières urbaines est avéré, notamment durant les événements pluvieux, où un large panel de contaminants physico-chimiques et microbiologiques est transféré vers les milieux récepteurs (Gasperi et al., 2014; Hatt et al., 2004; Mancini et al., 2005; Risch, 2018). L'étude de la qualité des cours d'eaux urbains a longtemps porté sur les MES, les nutriments et les pollutions organiques, qui proviennent en grande partie des eaux usées domestiques (Carey et Migliaccio, 2009; Kim et al., 2007). Les BTCF ont également été largement étudiées en zone urbaine, provenant des animaux domestiques, oiseaux et rongeurs présents en ville (Causse et al., 2015; Ram et al., 2007), mais aussi et surtout des mauvais raccordements et débordements d'eaux usées (Surbeck et al., 2010). De nombreux travaux ont ensuite porté sur les ETM et HAP, qui sont issus de l'érosion du mobilier urbain et des matériaux de construction, ainsi que du trafic routier (Andrieu et al., 2017; Czemiél Berndtsson, 2014). Aujourd'hui il existe un très grand nombre de polluants étudiés, tels que les pesticides, les perturbateurs endocriniens, les organoétains, les résidus médicamenteux ou encore les produits listés comme substances prioritaires par la DCE (Barbosa et al., 2012; Zgheib et al., 2012).

Les matières en suspension comme indicateur de la pollution urbaine

Les MES sont reconnues comme étant le principal vecteur de pollution de temps de pluie dans les réseaux d'assainissement (Ashley et al., 2005; Chebbo et Gromaire, 2004; Zgheib et al., 2012). En effet, de nombreux contaminants sont adsorbés sur les matières particulaires. Les MES sont donc associées à différents types de contaminations en fonction des surfaces urbaines d'où elles proviennent. Par exemple, les routes et les parkings sont des sources majeures de HAP et ETM adsorbés sur les MES (Egodawatta et al., 2007; Tobio et al., 2015). Bien qu'il soit difficile d'établir des relations statistiques entre les concentrations de MES et d'autres contaminants, il est reconnu que minimiser

le transfert des MES permet de réduire également le transfert d'une grande variété d'autres polluants dans les réseaux d'assainissement (Gasperi et al., 2014; Zgheib et al., 2012). En effet, il a été montré que certains ETM tels que le Plomb et le Chrome présentent des concentrations particulières significativement corrélées aux concentrations en MES dans le ruissellement pluvial issus de bassins versants urbains (Hannouche et al., 2017). Par ailleurs, Huey et Meyer (2010) montrent une corrélation significative entre les concentrations de MES et de BTCF dans des bassins versants ayant différentes utilisations du sol.

Ainsi, bien qu'une partie de la pollution du ruissellement urbain se trouve sous forme dissoute (Andrieu et al., 2017), la concentration en MES est largement utilisée comme indicateur de la pollution urbaine. Cette pollution a des conséquences néfastes sur les milieux récepteurs, comme le montrent (Rossi et al., 2006), qui ont étudié les effets écotoxiques de l'augmentation de la concentration en MES sur les organismes aquatiques.

Processus de transfert des contaminants en zone urbaine

Les épisodes pluvieux provoquent l'érosion de différents matériaux urbains et le lessivage des MES et autres polluants accumulés sur différentes surfaces par temps sec. Le ruissellement survient directement sur les surfaces imperméables, et sur les sols perméables lorsque l'intensité de la pluie excède le taux d'infiltration ou lorsque le sol est saturé (Hillel, 2003). Le lessivage des surfaces imperméables peut se traduire par des concentrations de contaminants extrêmement élevées dans les premières eaux de ruissellement, c'est le phénomène de premier flot (Bertrand-Krajewski et al., 1998). Les polluants proviennent aussi des débordement du réseau d'eaux usées (Chebbo et Gromaire, 2004; Marsalek et Rochfort, 2004; Passerat et al., 2011), et de la remise en suspension des sédiments déposés dans les réseaux d'assainissement (Chebbo et al., 2001).

Emergence des techniques alternatives en milieu urbain

Afin de réduire le ruissellement urbain et le transfert de contaminants, des dispositifs de gestion intégrée des eaux pluviales sont de plus en plus développés pour promouvoir l'infiltration, le stockage et la rétention, l'évapotranspiration ainsi que l'abattement des pollutions (Ahiablame et al., 2012). De telles pratiques sont désignées sous de nombreux termes tels que « Low Impact Development », « Water Sensitive Urban Design », « Sustainable Urban Drainage Systems », « Stormwater Control Measures » ou encore en

français « Techniques Alternatives de gestion des eaux pluviales (TA) » (Fletcher et al., 2015). Le terme « alternatives » est choisi par opposition à la gestion conventionnelle du « tout-tuyau ». L'idée est de gérer les eaux pluviales à la source, en favorisant notamment l'infiltration et l'évapotranspiration pour limiter le ruissellement urbain. Ainsi, la mise en place de ces dispositifs contribue à la « désimperméabilisation » des espaces urbains. Ces dispositifs représentent notamment des systèmes de bio-rétention, revêtements perméables, toitures végétalisées, tranchées drainantes ou encore la déconnexion de surfaces imperméables (Ahiablame et al., 2012).

Bénéfices des techniques alternatives

D'un point de vue hydrologique, les TA permettent de limiter les débits de pointe, d'abattre les volumes ruisselés, et d'augmenter l'évapotranspiration. Cela permet de compenser les effets de l'urbanisation et de mieux gérer le risque d'inondation lors d'évènements extrêmes. Lors des pluies courantes, en favorisant l'infiltration dans le sol, les TA permettent la réalimentation des nappes phréatiques et le maintien d'un débit de base dans la rivière (Andrieu et al., 2017; Golden et Hoghooghi, 2018).

Plusieurs études montrent que les TA en zone urbaine ont un impact positif sur les concentrations en nutriments, MES, HAP, ETM et BTCF (Ahiablame et al., 2012; Andrieu et al., 2017; Golden et Hoghooghi, 2018; Turco et al., 2020). Les flux de contaminants peuvent être réduits par un piégeage des matières particulaires, par une bioaccumulation de la végétation, ou encore par une dégradation dans le sol. Dans le cas d'ouvrages centralisés tels que les bassins de rétention, la pollution particulaire est diminuée par décantation des MES lorsque l'ouvrage est correctement dimensionné. Dans le cas d'ouvrages de gestion à la source, tels que les noues végétalisées, les tranchées drainantes, les jardins de pluie...etc, la réduction des volumes ruisselés engendre une réduction de la pollution diffuse issue du lessivage des surfaces imperméables (Sage, 2016). Par exemple, des études réalisées sur des parkings perméables montrent une forte capacité d'abattement des volumes ruisselés et des concentrations en MES, HAP et ETM (Cortier, 2018; Scholz et Grabowiecki, 2007).

Outre les bénéfices d'un point de vue hydrologique, les TA sont plurifonctionnelles et présentent de nombreux atouts environnementaux et sociétaux. Les ouvrages sont parfois aménagés en espaces publics ou supports d'activités sportives, et remplissent

ainsi des fonctions paysagères et récréatives. Les ouvrages de gestion à la source comme les noues, les tranchées, les jardins de pluie, servent à structurer l'espace et apportent de la nature en ville, ce qui contribue au verdissement des quartiers. Les TA améliorent donc le bien-être en ville et favorisent la biodiversité et la régulation des effets du climat sur les zones urbaines, notamment en luttant contre les îlots de chaleur urbains, car elles permettent un stockage de l'eau et sont évaporation ou évapotranspiration ultérieure (Yilmaz et al., 2016).

Difficultés de mise en place des techniques alternatives

Bien que la mise en place des TA soit étudiée et encouragée depuis de nombreuses années (Barraud et al., 1998; Chocat, 1997), plusieurs études montrent que ces dispositifs peinent à se généraliser en zone urbaine (Dhakal et Chevalier, 2016; Patouillard et al., 2013). Certaines contraintes techniques telles que le piégeage des sédiments et le colmatage des dispositifs permettant l'infiltration freinent leur développement. Cependant, de nombreux travaux de recherche sont menés afin de mieux gérer ces contraintes (Andrieu et al., 2017). Les retours d'expériences du projet « Ville perméable » de la métropole du Grand Lyon (Sibeud et al., 2018) montrent que la mise en place des TA se heurte surtout à des difficultés économiques, sociales et organisationnelles (Andrieu et al., 2017; Comby et al., 2019; Cossais et al., 2018). Par exemple, la méconnaissance des enjeux de qualité de l'eau en zone urbaine freine l'implantation de ces dispositifs. De plus, ces derniers viennent remettre en question la gestion des eaux pluviales telle qu'elle a été menée depuis des années par une politique du « tout-tuyau ». Des difficultés d'allocation budgétaire et de découplage des compétences sont également mises en exergue. En effet, la compétence « eaux pluviales », qui a été reconnue récemment, a été dans un premier temps détenue par les communes, et seulement depuis quelques années par certains Etablissements Publics de Coopération Intercommunale (EPCI) (Andrieu et al., 2017).

Néanmoins, la présence de partenariats entre scientifiques et gestionnaires via des observatoires d'hydrologie urbaine apparaît comme un moteur à la mise en place des TA au sein des métropoles de Lyon, Nantes ou encore Paris (Soyer et al., 2014). Andrieu et al. (2017) mettent en évidence la nécessité de projets de recherche interdisciplinaires en hydrologie urbaine afin de soutenir la transition des villes vers plus de résilience.

La modélisation comme outil pour aider à la gestion des eaux pluviales

Afin de soutenir les acteurs locaux dans une gestion intégrée des eaux de ruissellement, des travaux de modélisation sont de plus en plus réalisés (Fletcher et al., 2013). Les modèles semi-distribués tels que CANOE, MIKE URBAN ou encore Storm Water Management Model (SWMM) sont largement utilisés pour modéliser les processus hydrologiques en zone urbaine (Niazi et al., 2017; Zoppou, 2001). Ces modèles permettent aux utilisateurs de représenter une collection de sous-bassins versants qui génèrent du ruissellement et des charges de contaminants dans le réseau de drainage. L'occupation du sol dans chaque sous-bassin versant est définie comme une fraction de surface imperméable. Les modèles conceptuels tels que les réservoirs non linéaires sont utilisés pour la génération du ruissellement à partir de données de précipitation et le transfert du ruissellement jusqu'à l'exutoire est réalisé en résolvant les équations de Saint Venant. Parmi ces modèles, certains tels que MOUSE ou SWMM proposent des modules spécifiques pour modéliser l'implantation des TA (Elliott et Trowsdale, 2007). Les toitures végétalisées, les revêtements perméables, les tranchées drainantes ou les jardins de pluie peuvent ainsi être intégrés à la modélisation grâce à ces modules. La qualité du ruissellement urbain est généralement modélisée par les modèles d'accumulation/lessivage. L'utilisation des modèles d'accumulation pour simuler la reconstitution du stock de contaminants sur un bassin versant donné étant critiquée (Al Ali et al., 2016; Hong et al., 2016; Shaw et al., 2010), seuls les processus de lessivage sont discutés dans la suite du manuscrit. Trois modèles empiriques sont généralement utilisés pour représenter ces processus ; le modèle de lessivage « rating curve », le modèle basé sur la concentration moyenne de l'évènement, et le modèle de lessivage exponentiel (Rossman, 2015), qui est généralement utilisé pour modéliser les transferts de contaminants à l'échelle de l'évènement pluvieux (Al Ali et al., 2018; Shaw et al., 2010).

Difficultés de modéliser les flux de contaminants en zone urbaine

La modélisation des processus de lessivage des contaminants est complexe car ils sont influencés par de nombreux facteurs tels que les caractéristiques de l'évènement pluvieux, la distribution de la taille des particules et les caractéristiques physiques du bassin versant (Hong et al., 2016; Liu et al., 2012; Wijesiri et al., 2016). Les MES sont à l'heure actuelle les contaminants les plus utilisés dans le cadre de modélisation hydrologique (Hong et al., 2016).

Plusieurs chercheurs ont réalisé des études à échelle locale et ont montré que l'équation exponentielle peut être utilisée pour décrire le lessivage des MES sur les surfaces de routes et toitures (Egodawatta et al., 2009; Hossain et al., 2010; Luo et al., 2018; Wicke et al., 2012). De nombreux auteurs ont alors tenté de caler les paramètres associés au modèle exponentiel de lessivage à l'échelle du bassin versant (Barco et al., 2004; Di Modugno et al., 2015; Temprano et al., 2005). Cependant, de récentes études ont souligné la difficulté associée à la reproduction de la variabilité spatio-temporelle des concentrations en contaminants lors du calage du modèle exponentiel sur une longue période dans un bassin versant hétérogène (Bonhomme et Petrucci, 2017; Sandoval et al., 2018). Par l'étude d'un grand nombre de pollutographes observés dans un bassin versant lyonnais, Métadier et Bertrand-Krajewski (2012) ont démontré la diversité et la complexité des processus de transfert des MES au sein de réseaux d'assainissement.

Afin d'intégrer l'hétérogénéité spatiale de l'occupation du sol dans la modélisation du lessivage des surfaces imperméables, le modèle exponentiel doit être appliqué sur des surfaces homogènes d'occupation du sol. De précédents travaux ont montré que les concentrations en polluants dans les eaux pluviales ne peuvent pas être directement corrélées à l'utilisation du sol (Fletcher et al., 2013). En effet, dans leur étude Liu et al. (2013) ont montré que la classification de l'utilisation du sol en zones industrielles, commerciales et résidentielles n'est pas appropriée pour la modélisation de la qualité du ruissellement pluvial. Selon eux, les caractéristiques spécifiques de chaque site telles que le type de surface urbaine (toiture, route ou jardin) a une influence importante sur les processus d'accumulation et de lessivage et doivent donc être considérées dans la modélisation hydrologique. De plus, Petrucci et Bonhomme (2014) ont testé l'influence de données géographiques sur la modélisation des concentrations de MES. La capacité prédictive du modèle est augmentée lorsque les sous-bassins versants sont représentés en unités homogènes d'occupation du sol telles que les espaces verts, les routes et les toitures. Par conséquent, une analyse approfondie de l'occupation du sol urbaine à l'échelle du bassin versant est cruciale pour la modélisation des transferts de contaminants via le ruissellement pluvial.

Face à ce constat, de récentes études se sont appliquées à améliorer la modélisation de la qualité du ruissellement urbain en discrétisant un bassin versant à l'échelle de l'unité homogène d'occupation du sol. Tuomela et al. (2019) ont ainsi discrétisé un bassin versant

de 11,4 ha en 600 unités de végétation, toitures, asphalte, sable/gravier, ou rochers. Similairement, Niemi et al. (2019) ont développé un outil automatique de délimitation de sous-bassins versants ayant une occupation du sol homogène. Des données topographiques et d'occupation du sol de haute résolution sont requises. Cependant, à l'échelle de larges zones urbaines, la délimitation d'unités homogènes d'occupation du sol est une donnée difficile à obtenir. De nombreuses méthodes de télédétection peuvent être envisagées pour analyser l'occupation du sol. A partir d'images satellite, les méthodes d'extraction automatiques sont complexes à mettre en œuvre et leur performance peut être affectée par les ombres et la distorsion des images (Weng, 2012). D'un autre côté, la photo interprétation manuelle de larges zones urbaines est un travail laborieux et très chronophage. Des outils simples et fiables sont donc requis pour analyser l'occupation du sol à l'échelle de bassins versants urbains dans le but de modéliser la qualité du ruissellement pluvial.

Difficultés de modéliser les techniques alternatives à l'échelle du bassin versant

Pour mettre en avant les nombreux bénéfices apportés par les TA auprès des acteurs locaux et ainsi encourager leur généralisation, des outils de modélisation fiables sont requis, qui soient capables d'évaluer les effets de leur mise en place dans la ville. De nombreux chercheurs utilisent SWMM pour évaluer les bénéfices des TA en termes de quantité et de qualité du ruissellement pluvial à l'échelle de l'aménagement (Guan et al., 2015; Sage, 2016). Par exemple, Palla et Gnecco (2015) ont montré l'impact positif des toitures végétalisées sur les volumes ruisselés et les débits de pointe sous différentes conditions hydrologiques en utilisant le module spécifique de SWMM. Rezaei et al. (2019) ont montré que les tranchées végétalisées et les jardins de pluie peuvent significativement réduire les volumes ruisselés et permettre l'abattement de polluants tels que l'azote total et les MES. Aussi, les bénéfices des jardins de pluie, tranchées d'infiltration, toitures végétalisées, revêtements perméables et citernes d'eau de pluie sur les hydrogrammes et les concentrations en MES et nutriments ont été quantifiés par Li et al. (2020).

Malgré l'intérêt grandissant pour l'évaluation des impacts des TA en zone urbaine, leur modélisation fait face à de nombreux obstacles. Une des plus grandes difficultés est la représentation des TA à l'échelle du bassin versant urbain pour deux raisons principales (Elliott et Trowsdale, 2007; Golden et Hoghooghi, 2018). Premièrement, l'extrapolation des résultats d'études réalisées à échelle locale qui utilisent les modules représentant les TA

est difficile en raison du trop grand nombre de paramètres requis qui ne peuvent être estimés à l'échelle d'un bassin versant (Guo et al., 2019; Rosa et al., 2015). Deuxièmement, l'organisation spatiale et la combinaison des TA au sein des espaces urbains ont une influence significative sur la réduction des débits et des concentrations en contaminants à l'exutoire d'un bassin versant (Ahiablame et al., 2012; Cortier, 2018; Tuomela et al., 2019a). Malgré ces difficultés, le besoin de développer des méthodes pour évaluer les impacts d'une systématisation des TA dans les espaces urbains à échelle plus large est identifié comme crucial pour encourager la mise en place de ces dispositifs (Andrieu et al., 2017). Des compromis doivent donc être trouvés dans les choix des outils utilisés, des hypothèses simplificatrices et des échelles spatio-temporelles définies, ainsi que des scénarii de changement construits en fonction des objectifs de la modélisation.

Les techniques d'enquête pour faire émerger des scénarii de changement

La modélisation de la qualité du ruissellement urbain et des bénéfices des TA visant à soutenir les acteurs locaux dans la gestion des eaux pluviales en zone urbaine, il est crucial que les études réalisées soient accessibles, mobilisables, et adaptées aux besoins des gestionnaires. Bien que des dialogues soient de plus en plus engagés afin que les chercheurs puissent présenter leurs résultats et faire part de leurs recommandations aux acteurs du territoire, ces derniers sont très rarement impliqués dans les processus de modélisation (Voinov et Bousquet, 2010). Lane (2014) souligne une rupture entre les travaux de modélisation des hydrologues et le monde social et politique.

Dans le cadre d'études d'impacts de l'évolution des espaces urbains sur les processus hydrologiques, le choix de scénarii de changement se base le plus généralement sur des critères définis uniquement par les scientifiques. L'utilité de définir des scénarii « génériques » applicables à tous les territoires est limitée car les gestionnaires ne peuvent pas s'approprier les résultats de telles études. Lane (2014) souligne que les processus de prise de décision ne dépendent pas que de la connaissance scientifique produite par les chercheurs, d'où l'importance d'affiner les travaux de recherche en tenant compte des spécificités d'un territoire. L'hydrologue, qui se base sur des critères techniques et environnementaux, peut omettre de considérer d'autres facteurs, tels qu'économiques, politiques, sociaux ou organisationnels qui influencent également l'évolution de l'occupation du sol et des pratiques

de gestion de l'eau (Lane, 2014; Massuel et al., 2018). Par exemple, en étudiant l'évolution de la gestion du risque inondation en Allemagne et à la Nouvelle-Orléans, Wesselink (2007) montre que des facteurs non-hydrologiques, dont la perception du risque par la population, ont une grande influence et engendrent des choix politiques différents. Ainsi, un travail de modélisation visant à soutenir les décideurs devra considérer des scénarii différents d'évolution de la gestion du risque d'inondation selon les territoires (Wesselink, 2007). Il en va de même en ce qui concerne la qualité du ruissellement urbain ; par exemple, entre les métropoles de Lyon et Montpellier, nous pouvons nous attendre à ce que les pratiques de gestion des eaux pluviales évoluent différemment, non seulement à cause des différences climatiques, qui ont un impact sur les performances des TA, mais aussi car les perceptions de la gestion du ruissellement urbain sont différentes, de même que les partenariats entre les scientifiques et la collectivité.

L'étude des interactions entre processus hydrologiques et société porte le nom de socio-hydrologie. Cette discipline récente, définie par Sivapalan et al. (2012), vise à intégrer le facteur humain dans l'analyse des systèmes hydrologiques. En effet, de manière classique l'hydrologie consiste à étudier des processus physiques en considérant l'évolution de la société comme extérieure et indépendante. La socio-hydrologie vise quant à elle à étudier les dynamiques des systèmes sociétaux et hydrologiques, en partant du principe que l'humain influence les processus hydrologiques et que les processus hydrologiques influencent également le comportement humain (Di Baldassarre et al., 2013; Troy et al., 2015; Wesselink et al., 2017). Ainsi, selon Troy et al. (2015), le système humain-hydrologie ne peut être dissocié. Cela permet à la fois d'inscrire l'étude d'un système socio-hydrologique au sein d'un territoire donné, et à la fois de mettre en évidence des similarités entre différents territoires (Troy et al., 2015). A ce jour, la socio-hydrologie est grandement développée dans le cadre de l'étude du risque inondation (Di Baldassarre et al., 2013), mais peu dans le cadre de la qualité de l'eau.

Dans ce contexte, Lane (2014) souligne la nécessité pour les hydrologues de repenser leur manière de réaliser leurs travaux de recherche. Des approches interdisciplinaires sont requises pour intégrer le point de vue des acteurs du territoire dans la construction de scénarii de changement en vue d'une modélisation hydrologique. Il existe différentes méthodes pour construire des scénarii quantitatifs décrites par Mallampalli et al. (2016).

Si les scénarii sont souvent construits à partir de la littérature, il est rare de trouver des études interdisciplinaires fondant la construction de scénarii sur des enquêtes sociologiques, bien que cela permette d'impliquer et de sensibiliser les acteurs locaux (Mallampalli et al., 2016; Voinov et Bousquet, 2010). Comme le soulignent Lélé et Norgaard (2005) et Wesselink et al. (2017), le dialogue entre différentes disciplines est parfois difficile. Toutefois, Massuel et al. (2018) insistent sur l'importance d'une approche interdisciplinaire pour représenter et analyser les systèmes hydro-sociaux. Les auteurs se sont aperçus dans le cadre de travaux de modélisation du bilan hydrologique d'un bassin versant tunisien que la collaboration entre hydrologues et sociologues a permis de redéfinir les hypothèses choisies pour la modélisation. Cela a été possible en élargissant la vision du seul point de vue hydrologique à un point de vue plus global permettant de mieux caractériser les interactions homme-eau et mieux comprendre les impacts de décisions politiques sur le bilan hydrologique. Par ailleurs, Landström et al. (2011) montrent comment le recours aux sciences humaines et sociales par deux modélisateurs via la construction d'un « groupe de compétence » avec des acteurs locaux a permis de faire évoluer la modélisation du risque inondation en fonction des spécificités d'un contexte local. Leur objectif était de travailler avec les controverses locales pour adapter le travail de modélisation et même redéfinir les questions scientifiques. Dans ce cadre, Lane et al. (2011) montrent que les scientifiques ont une certaine connaissance du risque inondation, tandis que d'autres acteurs tels que les citoyens, qui sont impactés par les inondations, ont une autre forme de connaissance. Ils expliquent comment une nouvelle connaissance émerge d'un travail commun entre scientifiques et acteurs locaux. La façon même qu'a l'hydrologue d'appréhender l'hydrologie évolue lorsque la modélisation est réalisée dans un cadre plus large que seulement entre scientifiques (Lane, 2014).

Objectifs de la thèse

Cette thèse vise à évaluer les impacts des espaces urbanisés et de scénarii changements d'occupation du sol sur les flux de contaminants dans un bassin versant côtier soumis au climat Méditerranéen. Appliquée au bassin versant du Golfe d'Aigues-Mortes (GAM) et à la zone urbaine de Montpellier, dans le sud de la France, l'étude est réalisée à différentes échelles spatiales pour caractériser les apports provenant du bassin versant, puis analyser et modéliser au sein de ce bassin versant l'impact des espaces urbanisés sur les flux de polluants. Les contaminants considérés dans les différentes étapes de ce travail

sont les BTCF, indicateurs de la qualité microbiologique de l'eau, et les MES, en tant que principal vecteur de pollution en zone urbaine.

L'étude s'articule autour de 4 problématiques scientifiques :

- 1- *Quelle est l'influence des conditions hydro-climatiques et des espaces urbanisés sur les flux de contaminants générés par un bassin versant côtier méditerranéen?*
- 2- *Comment représenter l'hétérogénéité spatiale de l'occupation du sol urbaine dans la modélisation hydrologique ?*
- 3- *Dans le contexte territorial du site d'étude, quels scénarii de gestion du ruissellement urbain peuvent être définis dans les espaces urbanisés?*
- 4- *Quels sont les impacts de ces scénarii sur la quantité et la qualité du ruissellement urbain dans différents espaces urbanisés représentatifs d'utilisations du sol typiques en zone urbaine?*

Suite à la présentation du bassin versant d'étude et des différentes échelles d'analyse (**Chapitre 1**), chaque problématique scientifique fait l'objet d'un chapitre. Trois d'entre eux s'appuient sur des articles scientifiques publiés.

Le **Chapitre 2** vise à caractériser l'influence des conditions hydro-climatiques sur les flux de contaminants aux exutoires d'un bassin versant côtier et en aval des espaces urbanisés présents dans ce bassin versant. Il se divise en deux parties principales. La première partie concerne la construction d'un modèle statistique liant un indice de précipitations antérieures aux flux de BTCF observés aux exutoires du bassin versant du GAM. Ce travail fait suite au projet MICROGAM (Modélisation des Contaminations bactériennes d'Origine fécale du Golfe d'Aigues Morte), inscrit dans le programme LITEAU III du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (Monfort et al., 2012). La deuxième partie consiste à étudier (1) la répartition spatiale des flux de BTCF et MES au sein du sous-bassin versant le plus urbain en conditions de basses eaux, et (2) l'influence des événements pluvieux sur les flux de BTCF et MES à l'exutoire d'un petit bassin versant entièrement urbanisé, qui couvre une partie du centre-ville de Montpellier ainsi que des zones résidentielles, hospitalières et universitaires.

La modélisation statistique réalisée à l'échelle du bassin versant côtier ne permettant pas d'évaluer les impacts de changement d'occupation du sol dans les espaces urbanisés, le **Chapitre 3** vise à développer une méthodologie de représentation de l'occupation du sol dans un modèle hydrologique semi-distribué. Dans un premier temps, une classification de l'occupation du sol urbaine est proposée selon les processus de génération du ruissellement et de transfert des contaminants. Une méthode originale d'analyse de l'occupation du sol couplant une carte existante d'utilisation du sol et une photo-interprétation manuelle est présentée. Dans un second temps, le logiciel SWMM est utilisé pour tester, à l'échelle temporelle de l'évènement pluvieux, la sensibilité du modèle hydrologique à la représentation de l'occupation du sol en unités de réponse hydrologique ou en unités de réponse qualité, qui correspondent à deux façons distinctes d'agréger les surfaces urbaines. Le modèle est construit à l'échelle d'un sous-bassin versant entièrement urbanisé et les contaminants représentés sont les MES.

Le **Chapitre 4** vise à construire des scénarii d'évolution de l'occupation du sol dans le cadre de changements de pratiques de gestion du ruissellement urbain au sein des espaces urbanisés. Afin de comprendre comment le contexte social et politique dans lequel s'inscrit l'étude hydrologique a une influence sur les scénarii pouvant être envisagés, des techniques d'enquêtes sont employées. Ce travail n'a pas la prétention de réaliser une étude sociologique approfondie, mais plutôt d'utiliser des méthodes sociologiques pour élargir la vision technique de l'hydrologue à une vision hydro-sociétale. Une telle approche interdisciplinaire vise à la fois à définir des scénarii pertinents qui orientent le travail de recherche pour mieux soutenir les acteurs locaux dans la prise de décision, et à la fois à sensibiliser ces acteurs locaux à la problématique de la qualité du ruissellement urbain. Cela est rendu possible grâce à une collaboration étroite entre sociologues et hydrologues, via l'implication de Christelle Gramaglia, sociologue, chargée de recherche à l'INRAE et membre du laboratoire G-EAU, dans l'encadrement de cette étude. Ce chapitre (tout comme l'ensemble de cette thèse) a également été enrichi des conseils avisés de Samuel Robert, géographe, chargé de recherche au CNRS, directeur adjoint de l'UMR ESPACE et ex-directeur de l'observatoire hommes-milieu (OHM) littoral méditerranéen, lors des réunions des comités de suivi de thèse. Enfin, ce travail a donné lieu au co-encadrement d'un master 2 en sociologie de l'environnement (Mottis, 2019).

Les scénarii ainsi définis sont appliqués à différents espaces urbanisés dans le **Chapitre 5**, qui vise à en évaluer les impacts sur les volumes ruisselés et les flux de MES. La méthodologie de représentation de l'occupation du sol développée dans le chapitre 3 est utilisée pour tester la mise en place de revêtements perméables et d'une déconnexion des toitures au sein d'espaces urbanisés représentatifs de différentes utilisations du sol. Le travail réalisé est applicable à plus grande échelle et transférable à d'autres bassins versants.

CHAPITRE 1 Présentation du bassin versant d'étude et des différentes échelles d'analyse

Ce chapitre vise à présenter le bassin versant d'étude. Le travail s'effectue à différentes échelles spatiales pour caractériser les apports de contaminants à la zone côtière puis analyser dans le bassin versant l'impact des espaces urbanisés sur les flux de contaminants.

1.1. Le Golfe d'Aigues-Mortes

Situé au sud de la France, le Golfe d'Aigues-Mortes (GAM) est un espace maritime faisant face à une large plateforme continentale peu profonde. Ses limites sont la pointe de l'Espiguette à l'Est et le cap de Sète à l'Ouest (Figure 1.1). Cet espace fait partie des trois sites d'étude de l'observatoire hommes-milieux (OHM) littoral méditerranéen.

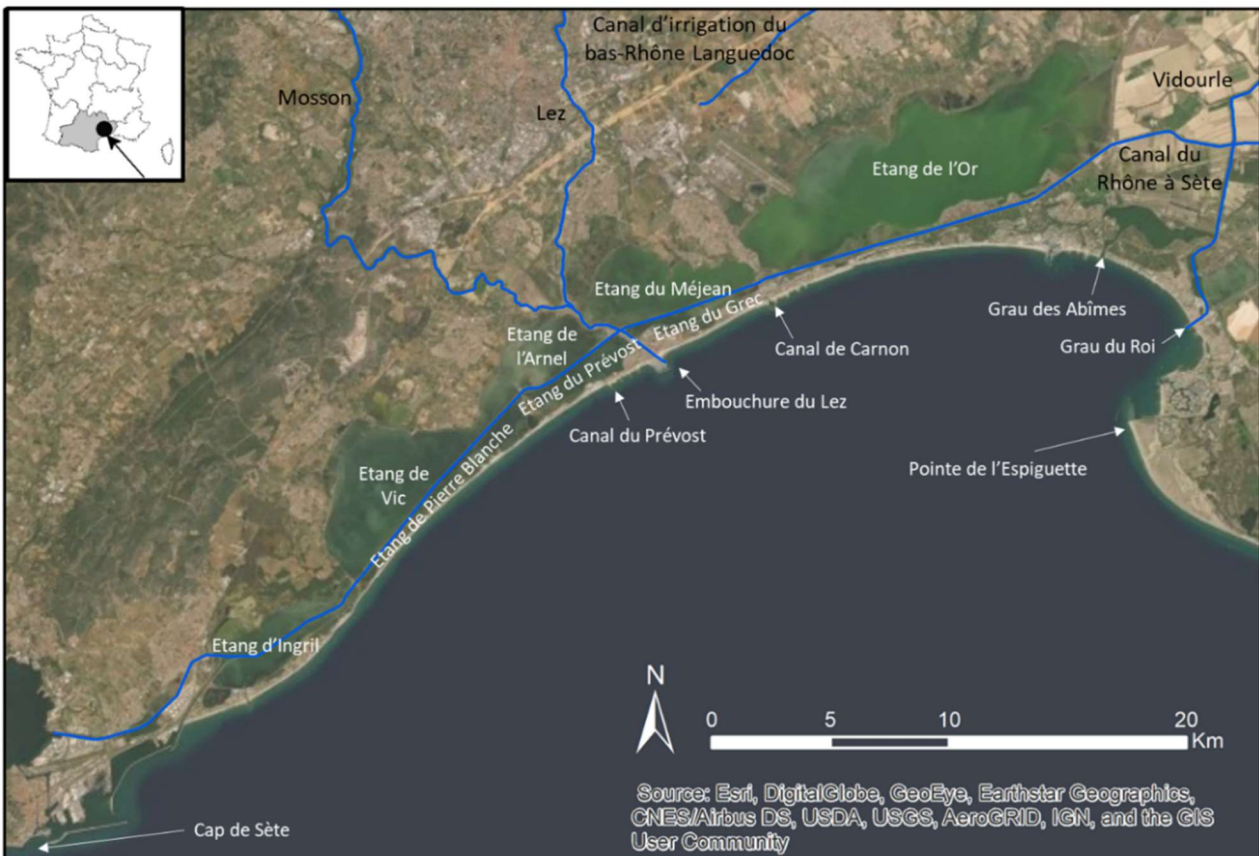


Figure 1.1 Présentation du littoral d'Aigues-Mortes

Le linéaire terrestre côtier bordé par le GAM est long de 20km, partagé entre des périmètres conchylicoles, des gisements coquillers, 31 plages, 6 ports de plaisance et de nombreux sites d'activités nautiques telles que la plongée sous-marine, l'aviron, le kayak de mer ou encore le kitesurf. Ainsi, le GAM est un site touristique très attractif, notamment en période estivale, avec une population qui peut atteindre 300 000 habitants en pic de fréquentation. Le tourisme marin du GAM étant un des premiers contributeurs de l'économie locale, la qualité des eaux côtières représente un enjeu majeur. De plus, un large système lagunaire borde le littoral du GAM et abrite des milieux sensibles, comme en témoignent les différents sites Natura 2000, espaces naturels sensibles, réserves naturelles, sites classés et nombreux inventaires ZNIEFF dont il fait l'objet. Huit étangs côtiers le composent, et communiquent avec la mer Méditerranée via des graus (Figure 1.1).

1.2. Le bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes

1.2.1. Caractéristiques physiques du bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes

La surface du bassin versant du GAM est de 2500 km², bordée par le massif des Cévennes au nord et les bassins versants de l'Hérault à l'Est et du Rhône à l'Ouest. La Figure 1.2 présente l'occupation du sol sur le périmètre du bassin versant.

38,5 % de la surface correspondent à des forêts, surfaces naturelles et semi-naturelles ainsi que des zones humides. Les zones agricoles représentent quant à elles 48 % du bassin versant, avec majoritairement des cultures permanentes telles que des vignobles, oliveraies et vergers. Dans la partie nord-est du bassin versant, on compte également des zones d'élevages bovin, ovin et équin. Les surfaces urbaines, commerciales et industrielles, ainsi que les zones portuaires, aéroportuaires et réseaux routiers et ferroviaires représentent 13,5 % du bassin versant.

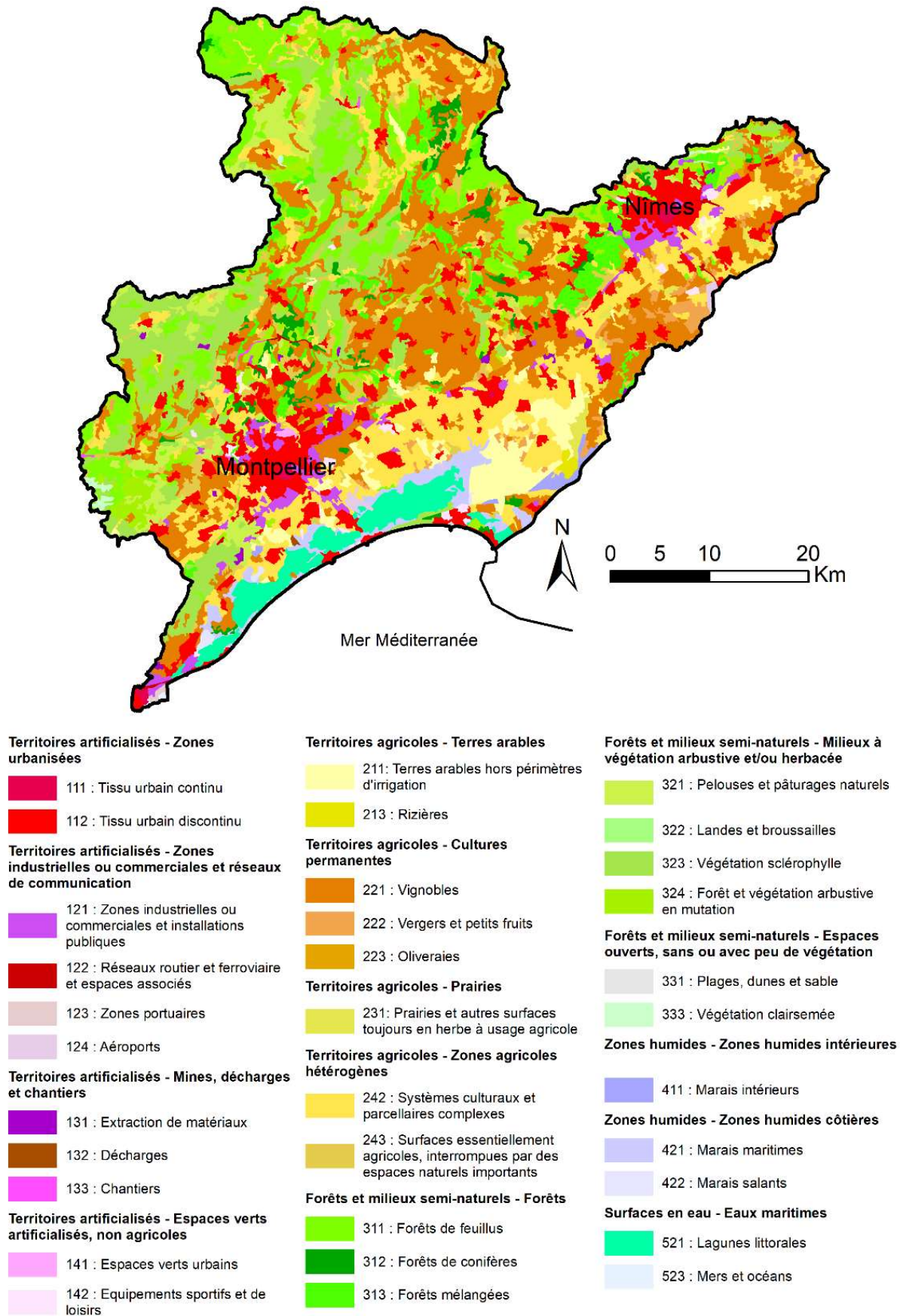


Figure 1.2 Occupation du sol sur le bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes. Les données proviennent de la base de données CORINE LAND COVER (CLC) datant de 2012.

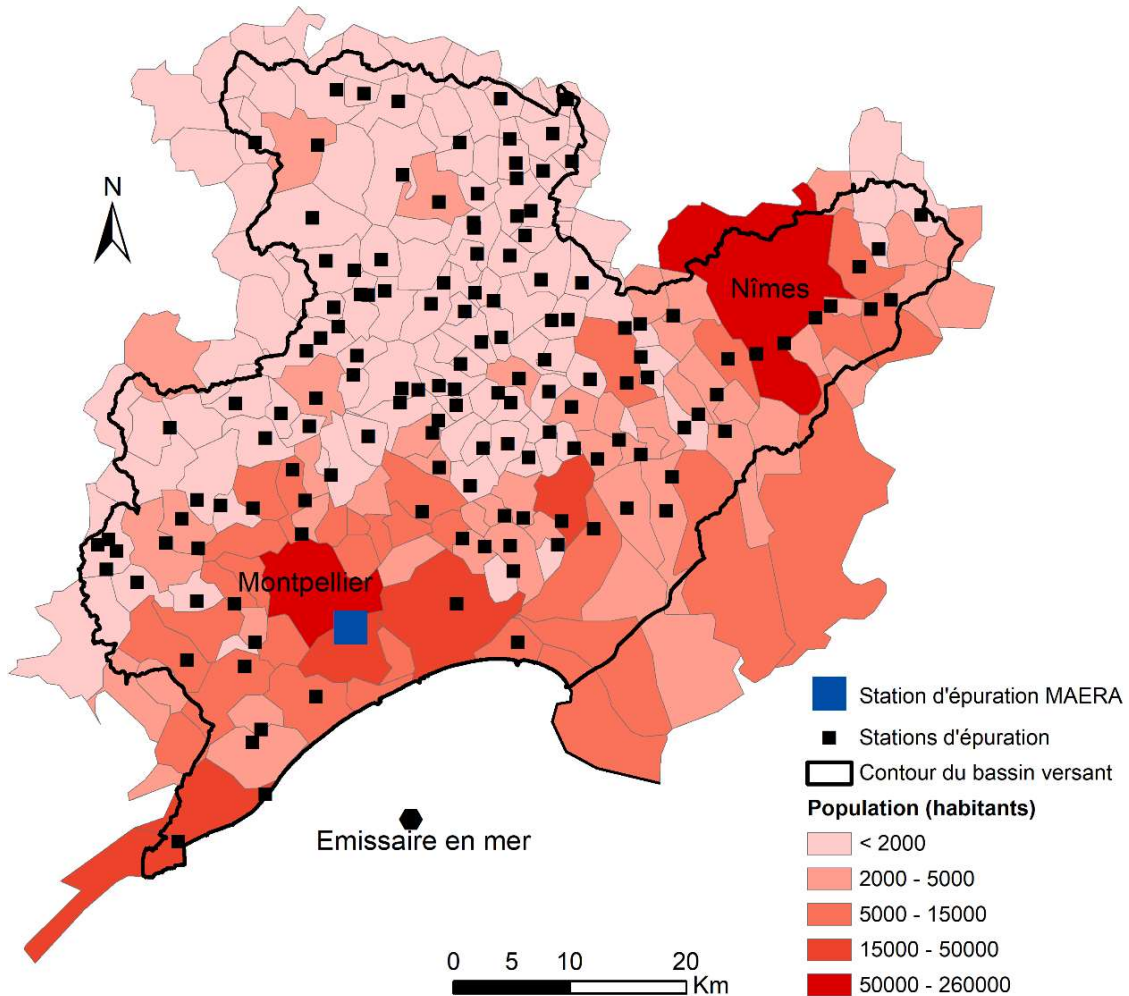


Figure 1.3 Population municipale (Données Insee 2013), découpage communal et localisation des stations d'épuration (Monfort et al., 2012) sur le bassin versant du GAM.

La population du bassin versant du GAM est d'environ 900 000 habitants, principalement distribuée entre les zones urbaines de Nîmes (230 000 habitants) et Montpellier (410 000 habitants). Comme le montre la Figure 1.3, le reste de la population est distribué dans les 191 autres communes se trouvant dans le périmètre du bassin versant. Selon l'institut national de la statistique et des études économiques (INSEE, 2013), la population au sein de la zone d'étude augmente en moyenne de 1 % par an. De plus, dans les villes côtières la population subit une augmentation atteignant 40 % durant les saisons estivales (INSEE, 2013).

De nombreuses sources de contamination sont présentes sur le bassin versant. Les activités d'élevage, surfaces artificialisées, activités de loisirs et ports de plaisance, ainsi que la population importante engendrent des pressions croissantes sur les milieux aquatiques du territoire et les eaux côtières du GAM. Les apports d'eaux usées représentent

notamment une source importante de pollution, étant donné que près d'un million d'équivalents habitants sont traités par les stations d'épuration du bassin versant (Figure 1.3). Afin de limiter les rejets d'effluents dans les milieux récepteurs, la station d'épuration MAERA, localisée au sud de la ville de Montpellier, rejette ses effluents via un émissaire en mer à 10 km au large de la côte. Mise en service en 2005, 19 communes y sont aujourd'hui raccordées.

1.2.2. Climat et hydrographie du bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes

Le bassin versant du GAM est soumis à un climat méditerranéen, influencé par le relief des Cévennes au nord du bassin versant. Selon les données de la station météorologique située à Fréjorgues sur la période 2000-2010, la pluviométrie annuelle est de 672 mm. La majorité des précipitations est enregistrée durant l'automne, tandis que durant les mois d'été une faible pluviométrie est observée. Par ailleurs, les événements pluvieux sont souvent très intenses et surviennent après de longues périodes sèches. Ainsi, le régime hydrologique est extrêmement variable et engendre d'importantes contaminations des eaux côtières durant les crues (Perrin et Tournoud, 2009; Terranova et Gariano, 2014).

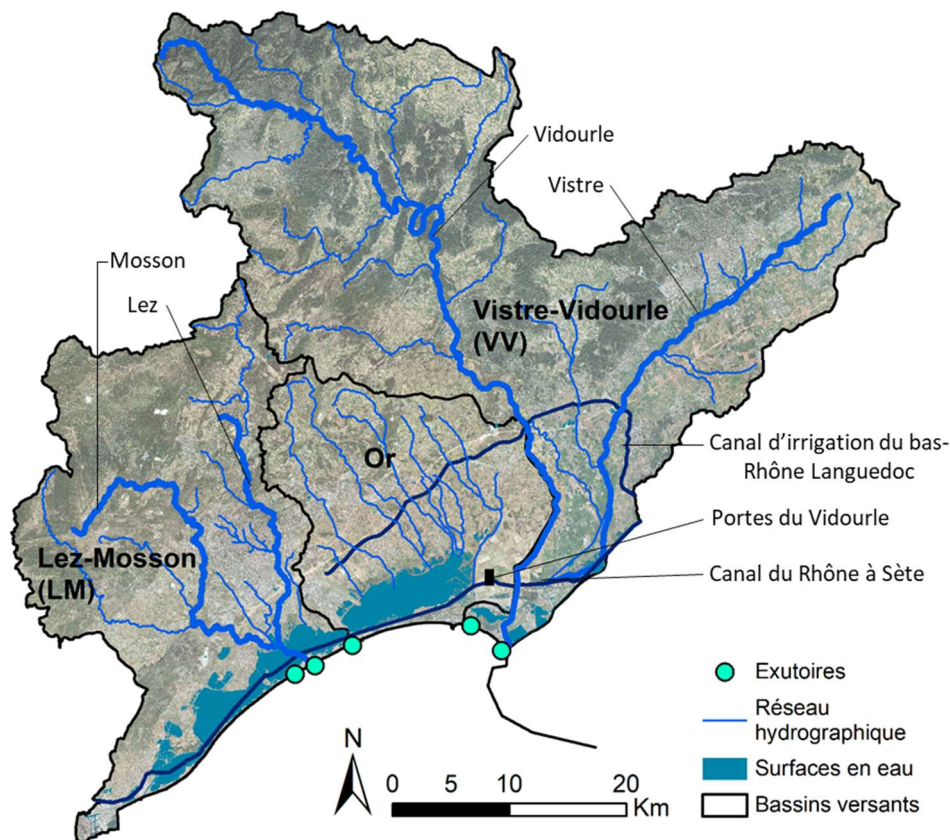


Figure 1.4 Hydrologie du bassin versant du GAM. Les exutoires sont (1) le canal du Prévost. (2) l'embouchure du Lez. (3) Le canal de Carnon. (4) Le grau des Abîmes. (5) Le Grau du Roi, qui correspond à l'embouchure du Vidourle.

L'hydrographie du bassin versant du GAM est présentée en Figure 1.4. Deux exutoires sont situés aux embouchures du Lez et du Vidourle, tandis que trois autres correspondent à des canaux reliant les lagunes côtières à la mer Méditerranée. Trois bassins versants principaux alimentent ces exutoires.

Premièrement, le bassin versant Vistre-Vidourle est situé à l'ouest et couvre une surface de 1389 km². Il contient la zone urbaine de Nîmes, et la densité de population y est de 240 habitants/km². Long de 84 km, le Vidourle prend sa source à la limite sud-est du massif de l'Aigoual. Son embouchure est le Grau du Roi, bien qu'il communique avec l'étang du Ponant qui lui-même rejoint la mer méditerranée via le Grau des Abîmes. Quant au Vistre, il prend sa source dans le domaine des Garrigues au nord-est de Nîmes. Après avoir parcouru 46 km, il se jette dans le canal du Rhône-à-Sète, qui longe le littoral et communique avec l'ensemble des lagunes côtières. Les eaux du Vistre rejoignent les embouchures du Vidourle lors de la fermeture des « portes du Vidourle », construites pour protéger le canal du Rhône-à-Sète et la ville d'Aigues-Mortes des crues du Vidourle.

Deuxièmement, le bassin versant de l'étang de l'Or a une surface de 405 km² et une densité d'habitants de 740 habitants/km². Il contient une vaste lagune de 3170 ha de faible profondeur (entre 80 et 130 cm), alimentée par de petites rivières situées à l'est de la zone urbaine de Montpellier. L'étang interagit avec la mer méditerranée via le canal de Carnon.

Enfin, le bassin versant Lez-Mosson se situe à l'Est du bassin du GAM et couvre une surface de 709 km². Il contient la zone fortement urbanisée de Montpellier, et la densité de population y est de 691 habitants/km². Depuis sa source karstique à Saint Clément-de-Rivière jusqu'à son embouchure à Palavas-les-Flots, le Lez parcourt 28 km. Des échanges hydrauliques complexes ont lieu entre le fleuve Lez et huit lagunes côtières à l'amont de deux exutoires, le canal du Prévost et l'estuaire du Lez.

Le bassin versant Lez-Mosson étant le plus urbanisé, il est choisi pour caractériser l'influence de la zone urbaine sur les apports de contaminants à la zone côtière du GAM. La suite de ce chapitre vise donc à le présenter de manière plus détaillée.

1.3. Le bassin versant Lez-Mosson

1.3.1. Caractéristiques physiques et hydrographie du bassin versant Lez-Mosson

La Figure 1.5 présente l'hydrographie du bassin versant Lez-Mosson. Trois ensembles morphologiques composent le bassin versant : les milieux lagunaires littoraux, la plaine littorale qui contient la zone urbaine de Montpellier, et les secteurs de bas-reliefs, limités au nord par le Pic Saint Loup et l'Hortus.

Située sur la commune de Saint Clément-de-Rivière, la source du Lez est l'exutoire principal d'un système karstique au fonctionnement complexe (Jourde et al., 2011; Leonardi et al., 2013). Le bassin hydrogéologique de l'hydro-système du Lez correspond à son aquifère et s'étend sur 380 km² au nord du bassin topographique présenté ici (Coustau, 2011). L'hydrologie du Lez est fortement influencée par son aquifère, en fonction de son état de saturation. Lorsque l'aquifère karstique est peu saturé, il agit comme une zone tampon en stockant l'eau issue de l'infiltration. Le pouvoir écrêteur de l'aquifère est augmenté par le pompage servant à alimenter la ville de Montpellier en eau potable. Si l'aquifère est moyennement saturé, il stocke une partie des premières pluies, atténuant la crue de surface. En revanche, lorsque l'aquifère est saturé, l'infiltration ne peut plus avoir lieu et l'eau ruisselle directement dans le cours d'eau, créant des crues « éclair ». Le fonctionnement détaillé de l'aquifère karstique du Lez est décrit par Coustau (2011). Il est à noter qu'en périodes de basses eaux, un débit minimum de 160 L/s est maintenu ou restitué à l'aval de la source dans le cours du Lez.

Dans sa partie amont, qui est faiblement artificialisée, le Lez reçoit les eaux du Lirou et de la Lironde, avant d'entrer dans la zone densément urbanisée de la métropole de Montpellier. Il est alors rejoint par le cours d'eau du Verdanson, long de 7,5 km, en grande partie canalisé pour protéger le centre-ville de ses crues « éclair ». D'une superficie de 16 km², le sous-bassin versant du Verdanson présenté en Figure 1.5 est entièrement urbanisé. L'utilisation du sol y est principalement partagée entre des zones résidentielles (48 %) et des grands équipements (16 %) tels que des zones hospitalières et campus universitaires. Produite en 2015, la carte d'utilisation du sol fournie par Montpellier Méditerranée Métropole se base sur la nomenclature SPOT THEMA (résolution multi-échelle de 1/25000 à 1/5000), qui permet une description de l'utilisation du sol plus précise à petite échelle que la base de données

Corine Land Cover. Le réseau d'assainissement est séparatif dans la partie amont du bassin versant et unitaire dans sa partie aval, dans la traversée du centre-ville historique de Montpellier.

Depuis la confluence du Verdanson jusqu'à son exutoire, le Lez subit de fortes modifications morphologiques en raison d'importants aménagements réalisés dans le cadre de la prévention du risque inondation. Un déversoir écrêteur de crue a notamment été construit en rive droite, à l'aval de la ville de Montpellier pour permettre aux eaux du Lez de rejoindre la Lironde et l'étang du Méjean lors de crues extrêmes afin de protéger la ville de Lattes. Enfin, avant de rejoindre son estuaire à Palavas-les-Flots, le Lez reçoit les eaux de son principal affluent, la Mosson. Celle-ci prend sa source sur la commune de Montarnaud et parcourt un linéaire de 35 km, sur lequel elle reçoit plusieurs affluents dont les ruisseaux du Lassédon et du Coulazou, au fonctionnement karstique (Bailly-Comte et al., 2012), qui cheminent à travers des surfaces naturelles et agricoles, ainsi que le Rieu Coulon et le Lantissargues, qui drainent des zones péri-urbaines. Il est à noter que durant les épisodes de crue une partie des écoulements de la Mosson se déversent dans l'étang de l'Arnel et ne rejoint pas le Lez (Goachet, 1979).

Par sa petite superficie et l'absence de zone industrielle dans son périmètre, le bassin versant Lez-Mosson est un site d'étude privilégié pour la caractérisation de la contribution d'une zone urbaine aux apports de contaminants à une zone côtière. Excepté la présence de pesticides issus des activités agricoles qui concernent principalement des vignobles, les contaminations générées sont principalement dues à la zone densément urbanisée. De plus, les apports eaux usées traitées aux différents cours d'eau du bassin versant sont limités grâce à la station d'épuration MAERA, dont la capacité de traitement est de 470 000 équivalents-habitants, et à son émissaire en mer. Le bassin versant du Verdanson permet en outre d'évaluer à plus petite échelle l'impact d'un bassin entièrement urbanisé sur les transferts de contaminants vers un petit affluent urbain.

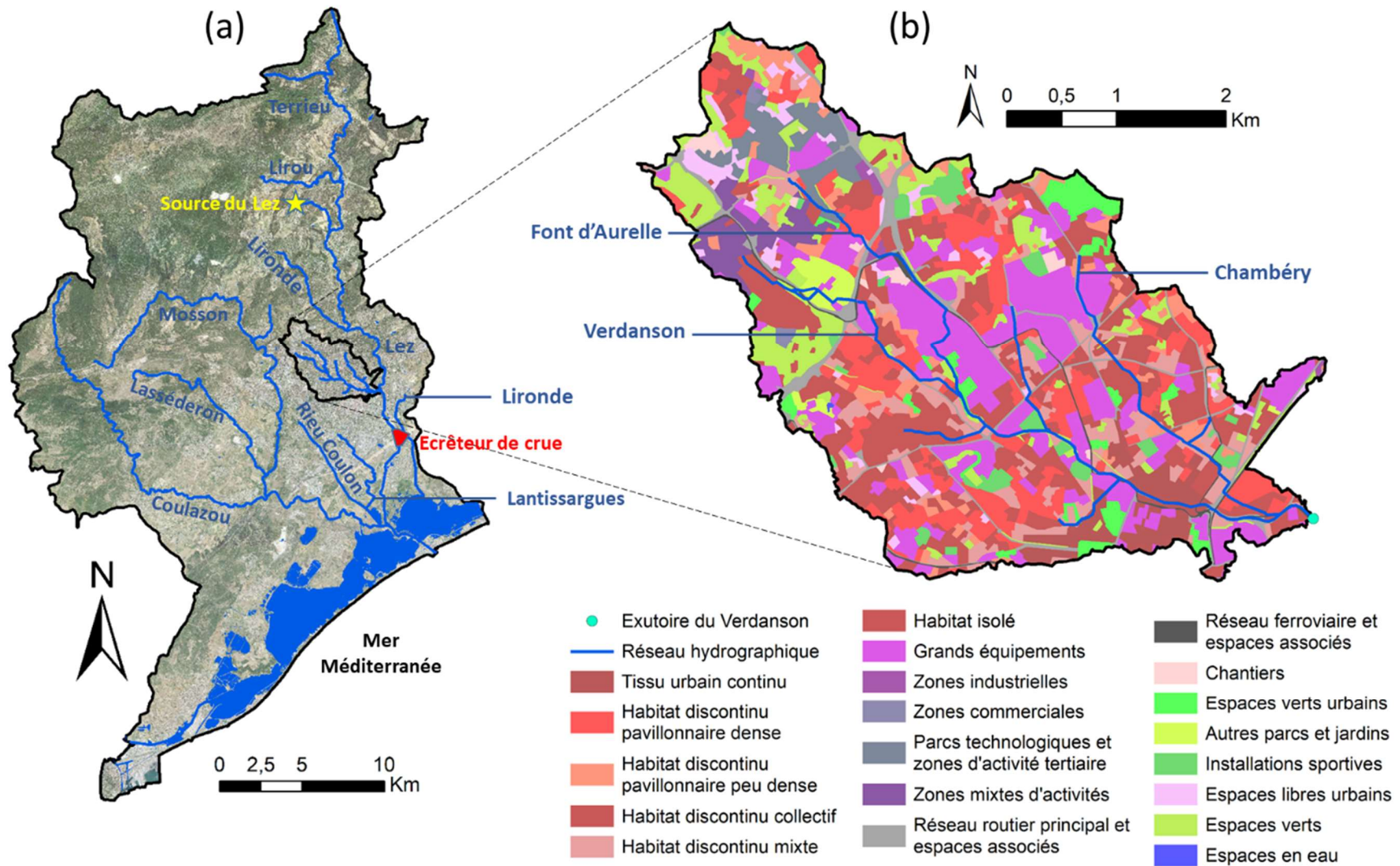


Figure 1.5 (a) Hydrographie du bassin versant Lez-Mosson. (b) Utilisation du sol sur le bassin versant du Verdanson. Les données d'utilisation du sol sont fournies par Montpellier Méditerranée Métropole (niveau 3 2015).

1.3.2. Gestion de l'eau dans le bassin versant Lez-Mosson

Au niveau européen, la Directive Eaux Résiduaires Urbaines de 1991¹ vise à protéger les milieux aquatiques de polluants tels que les matières en suspension et les nutriments, notamment en limitant des rejets d'eaux usées dans les milieux. La Directive Cadre sur l'Eau² (DCE) de 2000 vise la protection des ressources en fixant des objectifs de « bon état » ou de « bon potentiel » des masses d'eau. Pour atteindre ces objectifs, la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques³ (LEMA) a été promulguée au niveau national en 2006, elle complète la loi sur l'eau de 1992 en ayant pour objet de garantir la gestion équilibrée des ressources en eaux. Plus récemment, l'Etat français a défini le plan micropolluants 2016-2021 pour préserver la qualité des eaux et la biodiversité⁴.

A l'échelle du bassin Rhône-Méditerranée-Corse (RMC), l'application de ces réglementations passe par le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux⁵ (SDAGE), qui fixe les grandes orientations de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques. Neuf orientations fondamentales sont définies afin d'assurer la gestion équilibrée des ressources en eau, dont une visant à « Lutter contre les pollutions, en mettant la priorité sur les pollutions par les substances dangereuses et la protection de la santé ». Cette orientation vise notamment à « Poursuivre les efforts de lutte contre les pollutions d'origine domestique et industrielle », et cible en particulier les zones urbaines. La mise en œuvre du SDAGE est assurée par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) ainsi que l'agence de l'eau RMC. De plus, la Direction Départementale des Territoires et de la Mer (DDTM) instruit les dossiers loi sur l'eau dans le cadre de projets d'aménagement et assure la police de l'eau.

¹ Directive 91/271/CEE du Conseil, du 21 mai 1991, relative au traitement des eaux urbaines résiduaires. Accessible à <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1991/271/oj>

² Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Accessible à <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>

³ Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (1). Accessible à <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/loi/2006/12/30/DEVX0400302L/jo/texte>

⁴ Plan micropolluants 2016-2020 pour préserver la qualité des eaux et la biodiversité. Accessible à <https://www.ecologie.gouv.fr/lutte-contre-pollutions-leau#e5>

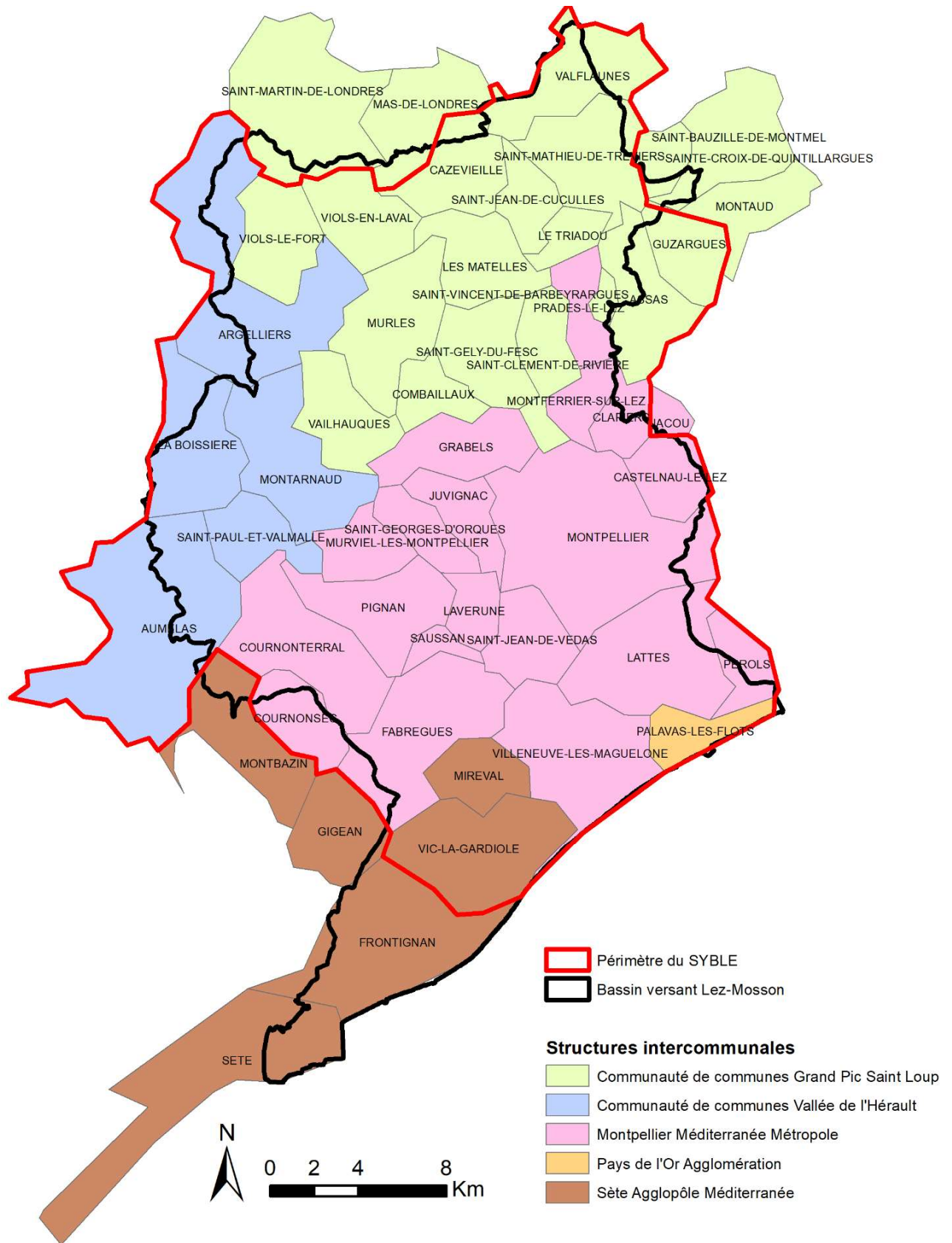
⁵ Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux 2016-2021. Accessible à <https://rhone-mediterranee.eaufrance.fr/gestion-de-leau/sdage-2016-2021-en-vigueur/les-documents-officiels-du-sdage-2016-2021>

A l'échelle locale, le SDAGE se décline en Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux⁶ (SAGE). Le SAGE Lez-Mosson-Etangs Palavasiens a été défini en 2003, puis révisé en 2015. Ce document classe le Lez à l'aval de Castelnaud Le Lez dans sa partie aval comme une masse d'eau fortement modifiée. Bien que les pollutions liées aux apports d'eaux usées et aux effluents de stations d'épuration aient été réduites suite à la mise en place de la station d'épuration MAERA et de son émissaire en mer en 2006, le territoire est considéré comme prioritaire vis-à-vis de la lutte contre les pollutions domestiques et industrielles. Composé d'un Plan d'Aménagement et de Gestion Durable (PAGD) et d'un règlement, le SAGE présente quatre enjeux majeurs ; (1) la restauration et la préservation des milieux aquatiques, des zones humides et de leurs écosystèmes, (2) la gestion des risques d'inondation dans le respect des milieux aquatiques, (3) la préservation de la ressource naturelle et son partage entre les usages, et enfin (4) la restauration et le maintien de la qualité des eaux. L'application du SAGE est assurée par le Syndicat du Bassin du Lez (SyBLE), qui est un Etablissement Public Territorial de Bassin (EPTB) dont le périmètre s'étend sur 43 communes (Figure 1.6). Outre la coordination du SAGE, le SyBLE assure également la mise en œuvre du Programme d'Action de Prévention des Inondations⁷ (PAPI) 2010-2015, qui promeut une gestion intégrée des risques d'inondation afin de réduire leurs conséquences sur la santé humaine, les biens, les activités économiques et l'environnement.

Comme le montre la Figure 1.6, cinq Etablissements Publics de Coopération Intercommunale (EPCI) croisent le périmètre du bassin versant Lez-Mosson ; la Communauté de Communes du Grand Pic Saint Loup (CCGPSL), la Communauté de Communes Vallée de l'Hérault (CCVH), Sète Agglopol Méditerranée (SAM), Pays de l'Or Agglomération et enfin Montpellier Méditerranée Métropole (M3M).

⁶ Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux révisé 2015. Accessible à <http://www.syble.fr/sage/documents-a-telecharger>

⁷ Programme d'Action de Prévention des Inondations 2 2015-2020. Accessible à : <http://www.syble.fr/papi/documents-a-telecharger>



Les communes appartenant à la métropole de Montpellier délimitent la zone la plus densément urbanisée du bassin versant. En matière de gestion de l'eau, M3M possède la compétence eaux usées depuis le début des années 2000. Le traitement des eaux usées y est en délégation de service public. La compétence eaux pluviales est quant à elle beaucoup plus récente, c'est seulement depuis le 1^{er} janvier 2016 qu'elle est détenue par M3M. Dans ce cadre, la métropole réalise un zonage d'assainissement pluvial qui sera annexé au Plan Local d'Urbanisme intercommunal⁸ (PLUi), de la même façon que le Plan de Prévention des Risques d'Inondation (PPRI), qui régit l'occupation et l'utilisation du sol dans les zones reconnues à risque. Le PLUi est la traduction du Schéma de Cohérence Territoriale⁹ (SCoT), établi par le conseil métropolitain constitué des 92 représentants des 31 communes de M3M. Parmi celles-ci, 20 sont situées dans le périmètre du bassin versant Lez-Mosson (Figure 1.6). Le SCoT fixe les grandes orientations et les objectifs d'aménagement du territoire de la métropole et doit être compatible avec le SDAGE et le SAGE.

1.4. Echelles spatiales d'analyse et données disponibles

La Figure 1.7 présente les différentes échelles spatiales d'analyse ainsi que les données pluviométriques et hydrométriques disponibles sur la zone d'étude.

A l'échelle du bassin versant du GAM, l'impact des événements pluvieux sur les flux de BTCF est analysé par la construction d'un modèle statistique. Les données de précipitations sont fournies par dix pluviomètres appartenant Météo France.

A l'échelle du bassin versant Lez-Mosson, la répartition spatiale des flux de BTCF et MES est analysée dans les espaces urbanisés. Plusieurs réseaux de mesure fournissent des données de précipitation, de hauteur d'eau et de débit. Tout d'abord, quatre stations de mesures de débits appartenant à la DREAL (Banque Hydro) sont localisées le long du Lez et de la Mosson. Parallèlement, la métropole de Montpellier a mis en place un réseau de mesures de hauteur d'eau et de précipitation afin d'anticiper les risques d'inondation, le réseau eVigilance. C'est alors 20 radars de hauteur d'eau et 6 pluviomètres qui sont localisés dans les différents cours d'eau du bassin versant (Figure 1.7). Les données fournies sont de qualité

⁸ Plan local d'urbanisme intercommunal (PLUi). Accessible à <https://www.montpellier3m.fr/plui>

⁹ Schéma de cohérence territorial (SCoT). Accessible à <https://www.montpellier3m.fr/scot>

et de durée variables, leur objectif n'étant pas l'étude hydrologique du bassin versant mais la prévention des risques d'inondation.

Les mesures de précipitations sont réalisées au pas de temps 5 minutes à l'aide de pluviomètres acoustiques (Vaisala RAINCAP®). Les mesures sont basées sur la détection des impacts des gouttes de pluies. Les incertitudes associées à cette technologie sont principalement dues aux variations de forme et de vitesse verticale des gouttes de pluie (Salmi et Ikonen, 2005), ainsi qu'à la distribution de leur taille (Krajewski et al., 2006). Les mesures de hauteur d'eau sont produites par des capteurs radar au pas de temps 5 minutes. Plusieurs stations de mesure de niveau sont localisées dans des bassins de rétention.

A l'échelle du bassin versant du Verdanson, l'influence des évènements pluvieux sur les flux de BTCF et MES générés par un bassin versant densément urbanisé est mise en exergue. Les valeurs de débit du Verdanson proche de la confluence avec le Lez sont calculées grâce à une courbe de tarage établie à partir de jaugeages réalisés sous différentes conditions hydrologiques. Les incertitudes associées à ces jaugeages varient entre 7 et 20 %.

A l'échelle du bassin versant du château d'O, une méthode de représentation de l'occupation du sol dans un modèle hydrologique semi-distribué est développée. Ce bassin versant est choisi car il possède un réseau d'assainissement entièrement séparatif, ainsi les débits mesurés à son exutoire correspondent uniquement au ruissellement pluvial sans apport d'eaux usées provenant d'un réseau unitaire. De plus, les stations de mesure de ce sous-bassin versant urbain présentent les données de meilleure qualité en termes de précipitations et de hauteur d'eau parmi le réseau de pluviomètres et de radars déployé par la métropole de Montpellier sur le bassin versant Lez-Mosson. Une courbe de tarage est disponible à l'exutoire du bassin versant, établie à partir de jaugeages dont l'incertitude varie entre 10 et 20 %. Deux bassins de rétention sont présents sur le bassin. Comme le montre la Figure 1.7, cinq sous-bassins versants le divisent.

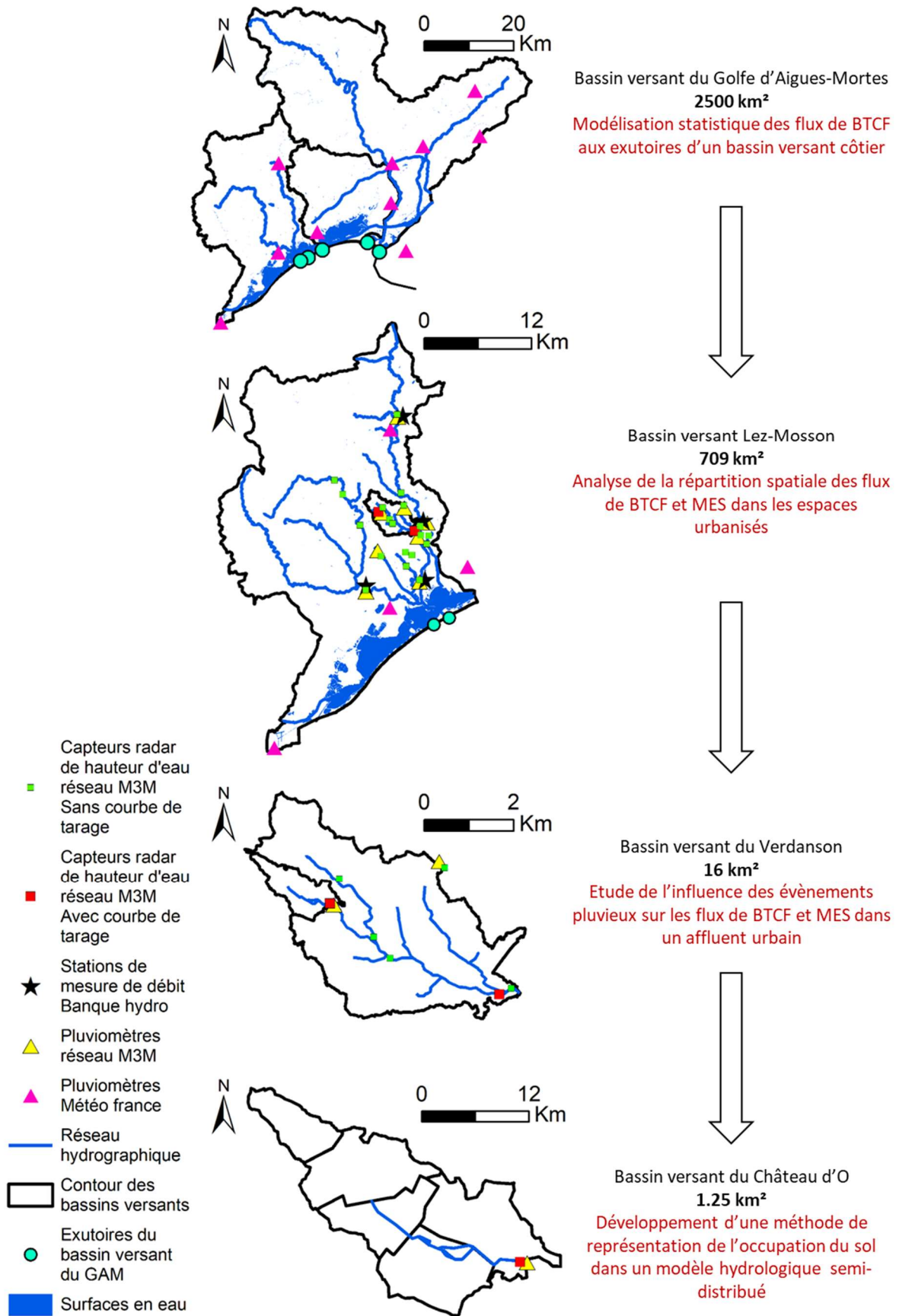


Figure 1.7 Echelles spatiales d'analyse et données disponibles sur la zone d'étude

L'évaluation des impacts de scénarii de désimperméabilisation se fait à l'échelle d'espaces urbanisés représentatifs de différentes utilisations du sol, dont la surface varie entre 5,2 et 26,5 ha, qui sont délimités au sein du bassin versant du Verdanson. La construction des scénarii est quant à elle réalisée via des techniques d'enquêtes, pour se baser sur les points de vue des acteurs locaux de la gestion de l'eau dont le périmètre d'action comprend la délimitation du bassin versant du Verdanson. Tout d'abord, le Verdanson est situé dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, à l'échelle duquel l'agence de l'eau finance les actions du SDAGE. La mise en œuvre de ce dernier est également assurée par la DREAL, qui est un organisme régional, ici à l'échelle de la région Occitanie. Par ailleurs, le périmètre d'action de la DDTM, qui instruit les dossiers loi sur l'eau, est le département de l'Hérault. A l'échelle plus locale du bassin versant Lez-Mosson, le SyBLE coordonne le SAGE. Quant à la métropole de Montpellier, qui détient les compétences eaux usées et eaux pluviales et qui définit les documents d'urbanisme, elle s'étend sur le périmètre de 31 communes, dont 20 au sein du bassin versant Lez-Mosson, et dont la commune de Montpellier qui comprend le bassin versant du Verdanson.

En se basant sur les différentes échelles d'analyse présentées, la suite du manuscrit répond une à une aux quatre problématiques scientifiques formulées précédemment (cf introduction). Le travail d'analyse et de modélisation est effectué de l'échelle la plus large (bassin versant du GAM) à l'échelle la plus petite (bassin versant du Château d'O), puis la construction des scénarii de gestion du ruissellement urbain, via les techniques d'enquête, fait le lien entre différentes échelles spatiales de gestion.

CHAPITRE 2 Flux de bactéries témoins de contamination fécale et de matières en suspension dans un bassin versant côtier méditerranéen

2.1. Objectifs

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer et de modéliser l'influence des conditions hydro-climatiques, caractéristiques du climat méditerranéen, sur les flux de bactéries témoins de contamination fécale (BTCF) et de matières en suspension (MES) à différentes échelles spatiales. La première partie a pour but la quantification des flux de BTCF arrivant à la zone côtière depuis le bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes (GAM) sous l'influence des précipitations. L'analyse se focalise sur deux indicateurs de contamination fécale largement utilisés à travers le monde, les coliformes thermo-tolérants et les entérocoques intestinaux. Un modèle statistique basé sur des données de précipitations est développé à l'échelle du bassin versant du GAM pour caractériser les contaminations bactériennes des eaux côtières lors des événements pluvieux. Les zones urbaines étant reconnues comme contribuant de façon majeure aux transferts de contaminants vers les milieux récepteurs, la deuxième partie de ce chapitre s'appuie sur les flux de BTCF et de MES pour analyser (1) à l'échelle du bassin versant Lez-Mosson, l'influence des différents espaces urbanisés et (2) à l'échelle du bassin versant du Verdanson, l'impact des événements pluvieux, sur le transfert des contaminants vers les milieux récepteurs. Enfin, ce travail vise à illustrer la part de la pollution transférée dans les MES lors des épisodes pluvieux à l'exutoire du bassin versant du Verdanson en prenant pour exemples les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les organoétains.

2.2. Flux de bactéries témoins de contamination fécale aux exutoires du bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes

De précédentes études ayant montré une forte corrélation entre les flux de BTCF et le cumul de pluie dans des bassins versants côtiers (Chu et al., 2011; Stumpf et al., 2010), cette première partie vise à caractériser l'influence des conditions hydro-climatiques

sur les flux de BTCF aux exutoires du bassin versant du GAM. Un modèle statistique est construit, basé sur des données de précipitations, pour soutenir les gestionnaires dans l'optimisation du suivi de la qualité des eaux récréatives et piscicoles.

Cette partie est basée sur la traduction de l'article « An empirical model to quantify fecal bacterial loadings to coastal areas: Application in a Mediterranean context » publié dans la revue *Comptes Rendus Géoscience* (Annexe 1).

2.2.1. Matériel et méthodes

2.2.1.1. Campagnes d'échantillonnage

Dix-neuf campagnes d'échantillonnage ont été réalisées aux exutoires du bassin versant du GAM entre juin 2008 et janvier 2015 sous différentes conditions hydrologiques. Quatre campagnes ont été réalisées en été (2008 et 2014), 11 campagnes se sont déroulées en automne (2008, 2009, 2010 et 2014), deux ont été menées en hiver (2009 et 2015) et les deux dernières correspondent à un évènement de crue au printemps 2011. Les mesures sont réalisées en régime sortant pour estimer les flux de BTCF provenant du bassin versant et éviter de potentiels biais dus à des remontées d'eaux marines. A chaque site d'échantillonnage, les débits sont mesurés avec un ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler). L'ADCP se base sur l'effet Doppler pour explorer le champ de vitesse à travers une section d'écoulement. Les échantillons d'eau sont collectés dans des bouteilles Niskin horizontales, puis transférés au laboratoire au moyen de glacières réfrigérées. De manière à tenir compte de la variabilité spatiale des concentrations en BTCF au sein de la section d'écoulement, celle-ci est divisée en huit compartiments, afin d'estimer une concentration moyenne spatiale. Par ailleurs, des mesures de débits sont réalisées et un échantillonneur automatique est utilisé pour les prélèvements lors des crues.

2.2.1.2. Analyses bactériologiques

Les méthodes ISO 9308-1 et ISO 7899-2 sont utilisées pour déterminer les concentrations en *E. Coli* (coliformes thermo-tolérants) et en entérocoques intestinaux (streptocoques fécaux) respectivement. 100, 10, 1 ml d'eau sont filtrés en duplicata sur des membranes stériles de cellulose (porosité 0,45 μm), qui sont déposés sur des milieux de culture gélosés en boîtes de Pétri. Les coliformes thermo-tolérants sont quantifiés sur gélose lactosée au TTC et Tergitol, incubée 24 h à 44,1°C, et les entérocoques intestinaux

sont quantifiés sur milieu de Slanetz, incubé à 37°C pendant 48 h. Les résultats sont exprimés en unités formant colonies par 100 mL (UFC/100mL).

2.2.1.3. Données disponibles

Les chroniques de pluies journalières allant de 2006 à 2016 sont fournies par Météo France pour les dix pluviomètres présents sur le bassin versant du GAM. La distribution spatiale des pluies est estimée par l'application de la méthode des polygones de Thiessen au réseau de pluviomètres. Quatre stations de mesure sont utilisées pour calculer les précipitations sur les bassins versants Lez-Mosson et de l'étang de l'Or, tandis que sept autres pluviomètres permettent de calculer les précipitations journalières dans le bassin versant Vistre-Vidourle. L'un d'entre eux est situé dans la ville d'Aigues-Mortes, en dehors de la délimitation du bassin versant.

Afin de comparer les flux de BTCF provenant du bassin versant du GAM et de l'émissaire en mer de la station d'épuration MAERA, des données mensuelles de concentrations en coliformes thermo-tolérants et en entérocoques intestinaux dans les effluents rejetés par l'émissaire en mer de la station MAERA de 2009 à 2013 sont fournis par la Métropole de Montpellier. Par ailleurs, des données concernant la qualité des eaux de baignade du GAM entre 2006 et 2016 sont fournies par l'Agence Régionale de Santé (ARS) de la région Occitanie. Les concentrations en BTCF sont mesurées durant les périodes estivales dans les eaux de baignades autour des exutoires du bassin versant. Les plages proches des exutoires du bassin versant Vistre-Vidourle sont localisées au Grau-du-Roi et à la Grande Motte, tandis que les exutoires des bassins versants Lez-Mosson et de l'étang de l'Or sont plus proches des plages de Palavas-les-Flots et Mauguio.

2.2.1.4. Méthode de construction d'un modèle statistique à l'échelle du bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes

L'analyse se divise en trois parties principales. Tout d'abord, des régressions linéaires sont établies entre les flux de BTCF aux exutoires des trois bassins versants et un Indice de Précipitations Antérieures (IPA) calculé à partir de données de précipitations observées. Dans un second temps, les incertitudes de mesure sont intégrées aux relations linéaires afin d'estimer un intervalle de confiance lié aux sorties du modèle. Enfin, les régressions linéaires sont appliquées aux données de précipitations journalières sur la période 2006-2016, en ne considérant aucun changement dans l'aménagement du territoire, pour simuler

les apports de BTCF à la zone côtière. Cette période correspond à la mise en service de la station d'épuration MAERA. Pour finir, les sorties du modèle sont comparées aux flux de BTCF mesurés à la sortie de l'émissaire en mer et aux données de suivi de la qualité des eaux de baignade.

2.2.1.4.1. Relation entre les flux de bactéries témoins de contamination fécale et l'indice de précipitations antérieures

Premièrement, les concentrations en BTCF et les mesures de débit sont utilisées pour calculer des flux de BTCF instantanés. Le flux instantané de BTCF est le nombre d'unités formant colonies par unité de temps, calculé selon l'Equation 2.1 suivante :

$$L(t) = k * C(t) * Q(t) \quad (2.1)$$

Où C(t) est la concentration moyenne en BTCF dans la section d'écoulement (UFC/100mL), Q(t) est le débit instantané (m³/s), et k est le facteur de conversion de l'unité de temps, égal à 8,64.10⁸. Le flux L(t) s'exprime donc en UFC par jour. Lorsque plusieurs valeurs sont disponibles pour un jour donné, la moyenne arithmétique est calculée pour déterminer la charge journalière. Pour chaque bassin versant, les apports de BTCF à la zone côtière sont calculés comme étant la somme des flux de BTCF obtenus aux exutoires.

Deuxièmement, l'IPA est calculé à partir de chroniques de précipitations journalières. La pluie moyenne dans chaque bassin versant est estimée à partir des polygones de Thiessen définis en fonction des localisations des pluviomètres. L'IPA, défini par Kohler et Linsley (1951), est largement utilisé pour établir des relations entre précipitations et ruissellement (Descroix et al., 2002; Sittner et al., 1969). Il résulte de la somme pondérée des cumuls pluviométriques des jours antécédents, calculé selon l'Equation 2.2 :

$$IPA = \sum_{i=0}^d P_i * k^i \quad (2.2)$$

Où IPA est l'Indice de Précipitations Antérieures pour un jour donné (mm), P_i est la pluie journalière du i-ème jour antécédent (mm), et d est le nombre de jours antécédents. k est le coefficient de pondération, défini comme l'abattement de la pluie qui caractérise la réponse hydrologique du bassin versant d'étude. Les flux de BTCF ne suivent pas une distribution normale, ils sont donc transformés en unité logarithmique de base 10 (log₁₀) préalablement à l'analyse statistique. Les régressions linéaires sont établies pour les flux de coliformes thermo-tolérants et d'entérocoques intestinaux. Le coefficient de Pearson

est utilisé pour évaluer la signification statistique des corrélations avec un niveau de confiance de 95%.

2.2.1.4.2. Incertitudes associées au modèle de régression linéaire

L'incertitude associée aux flux de BTCF est estimée à partir de la variabilité spatiale des concentrations au sein de la section d'écoulement durant les évènements pluvieux et des incertitudes de mesure de débit. La variabilité spatiale de la pluie journalière est évaluée à travers l'écart-type des valeurs de précipitations aux différents pluviomètres de chaque bassin versant. Ainsi, l'incertitude associée à une valeur donnée d'IPA correspond à la moyenne des variations spatiales journalières de pluie pour le nombre de jours antécédents pris en compte dans le calcul de l'IPA. De précédentes études ont utilisé différentes méthodes pour définir la meilleure régression linéaire lorsque les deux axes sont associés à une incertitude (Burr et al., 2012; del Río et al., 2001). La méthode classique des moindres carrés est habituellement utilisée lorsque l'erreur associée à l'axe des abscisses est négligeable. Cependant, d'autres méthodes telles que l'estimation du maximum de vraisemblance ou la régression orthogonale ne sont pas reconnues pour améliorer les résultats lorsque les deux axes sont associées à une incertitude (Oliveira et Aguiar, 2013; York et al., 2004). Par conséquent, la méthode classique des moindres carrés est utilisée dans cette analyse pour déterminer la droite du meilleur ajustement entre l'IPA et les flux de BTCF. L'intervalle de confiance associé est généralement défini en quantifiant la dispersion des points autour de la droite de régression. Toutefois, une méthode différente est proposée dans cette étude pour inclure les incertitudes de mesures. Tout d'abord, les erreurs associées aux axes des abscisses et des ordonnées sont considérées comme étant normalement distribuées autour de la valeur mesurée au sein de l'intervalle d'incertitude. Dix mille couples de points (x, y) sont alors générés par des simulations de Monte Carlo à l'intérieur de ces distributions. Puis la méthode des moindres carrés est employée pour créer un ensemble de 10 000 régressions linéaires à partir des erreurs de mesures. L'intervalle de confiance associé au modèle est alors défini comme la courbe enveloppe contenant 90 % des régressions linéaires ainsi construites.

2.2.1.4.3. Simulation des apports de bactéries témoins de contamination fécale au golfe d'Aigues-Mortes

Les relations linéaires entre les flux bactériens et l'IPA précédemment décrites sont appliquées aux chroniques de pluies journalières sur les périodes estivales de 2006 à 2016. Les sorties du modèle indiquent l'amplitude des flux de BTCF générés par les évènements

pluvieux dans chaque bassin versant. Les flux de BTCF dans les effluents rejetés par l'émissaire en mer de la station MAERA sont alors comparés aux flux simulés aux exutoires des bassins versants. Enfin, les données du suivi règlementaire de la qualité des eaux de baignade sont reliées aux contaminations bactériennes simulées lors d'évènements pluvieux dans le GAM.

2.2.2. Résultats

2.2.2.1. Flux de bactéries témoins de contamination fécale et incertitudes de mesures aux exutoires du bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes

Les échantillons collectés dans le GAM permettent l'estimation de 16, 13 et 19 flux journaliers de BTCF aux exutoires des bassins versants Lez-Mosson, Or et Vistre-Vidourle, respectivement. Les résultats sont présentés en Figure 2.1.

Durant les jours d'échantillonnage, les IPA varient de 0,5 à 118 mm dans les trois bassins versants. Des régimes hydrologiques différents sont également représentés. Par exemple, la crue de novembre 2010 a été intense et de courte durée, avec 127 mm de pluie enregistrés sur quelques heures, tandis qu'un évènement plus long a été suivi en mars 2011 avec 135,7 mm de pluie durant 4 jours.

Les concentrations en BTCF ainsi que les mesures de débit dans les 8 compartiments de chaque section d'écoulement échantillonnée ont été utilisées pour évaluer l'hétérogénéité spatiale des flux de BTCF. En moyenne, un échantillon pris depuis une certaine position dans la colonne d'eau donne une estimation du flux moyen de BTCF avec une précision de l'ordre d'une unité log UFC/jour. Cette incertitude est principalement expliquée par les fluctuations des concentrations bactériennes. Par exemple, la concentration de coliformes thermo-tolérants dans la section d'écoulement du Lez en janvier 2009 varie de 4 650 UFC/100mL à 35 000 UFC/100mL entre les huit compartiments (Figure 2.2a). Bien que cette variation soit différente d'un site d'échantillonnage à l'autre, en moyenne les concentrations bactériennes au sein d'une section d'écoulement peuvent varier d'une unité log UFC/100mL pour les coliformes thermo-tolérants et les entérocoques intestinaux. L'amplitude de variation est réduite en condition de hautes eaux. Dans une moindre mesure, la variabilité temporelle des concentrations en BTCF lors d'un évènement pluvieux peut représenter une seconde source d'incertitude. Cette erreur est cependant limitée étant donné que les évènements de crues ont été suivis en continu et que les flux de MES sont calculés à l'échelle journalière.

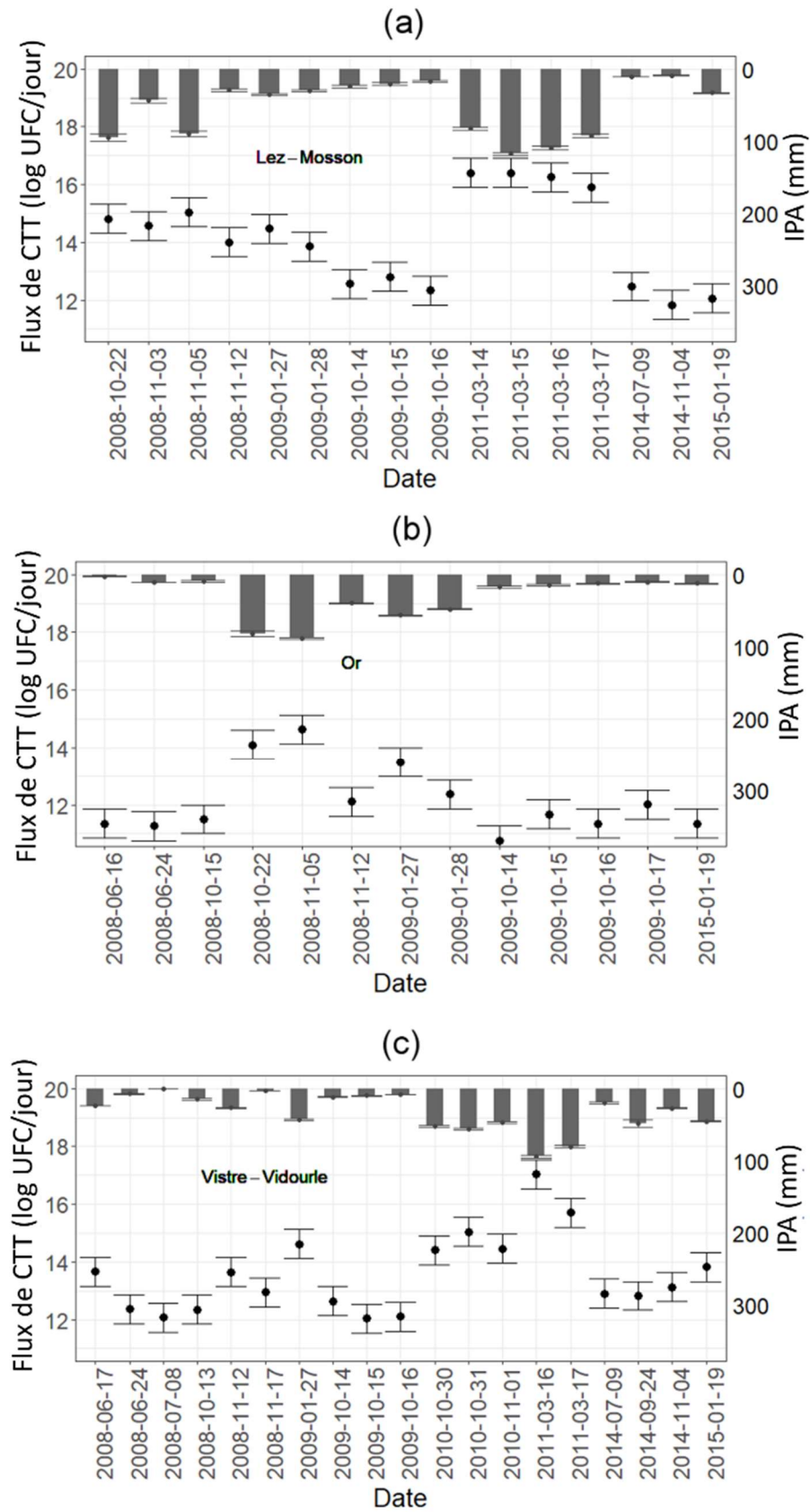


Figure 2.1 Valeurs estimées et incertitudes associées des flux journaliers de coliformes thermo-tolérants et d'entérocoques intestinaux entre juin 2008 et janvier 2015. (a) Bassin versant Lez Mosson. (b) Bassin versant de l'Or. (c) Bassin versant Vistre-Vidourle. Les histogrammes représentent l'Indice de Précipitations Antérieures (IPA) correspondant à chaque jour de mesure.

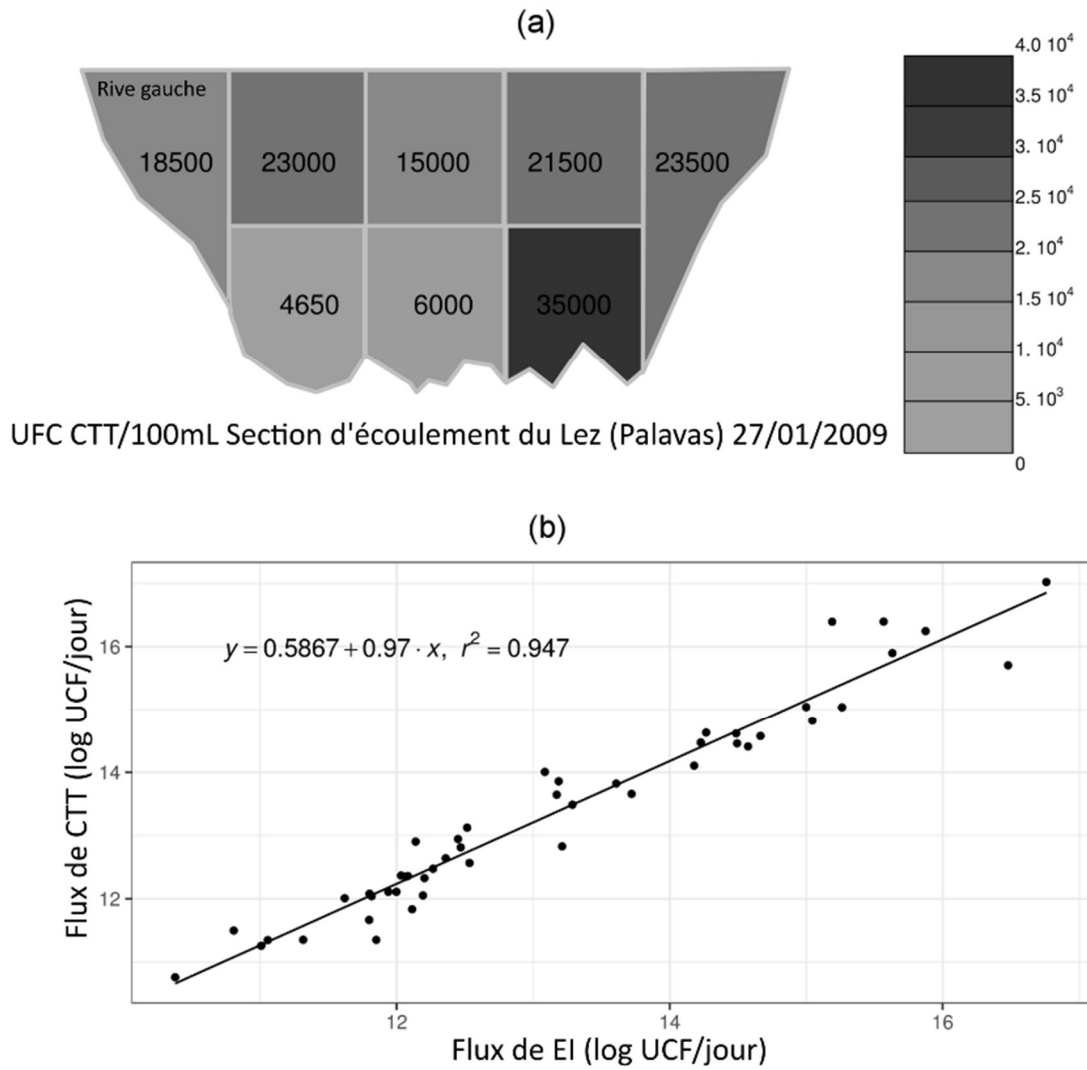


Figure 2.2 (a) Variabilité spatiale des concentrations en coliformes thermo-tolérants dans la section d'écoulement du Lez le 27 janvier 2009. (b) Régression linéaire entre les flux de coliformes thermo-tolérants et d'entérocoques intestinaux.

Les résultats montrent que les flux de coliformes thermo-tolérants varient de $5,76 \cdot 10^{10}$ à $1,06 \cdot 10^{17}$ UFC/jour aux exutoires du bassin versant du GAM. Les flux d'entérocoques intestinaux sont plus faibles, variant de $2,39 \cdot 10^{10}$ à $5,74 \cdot 10^{16}$ UFC/jour. La corrélation entre les flux de coliformes thermo-tolérants et d'entérocoques intestinaux pour les 48 observations est significative, avec un coefficient de détermination de 0,947 aux exutoires du bassin versant du GAM lorsque le flux d'entérocoques intestinaux est la variable explicative (Figure 2.2b).

Les flux bactériens sont élevés dans les estuaires du Lez et du Vidourle, tandis que l'effet tampon des lagunes permet de réduire les flux de BTCF aux autres exutoires. Dans le bassin versant de l'étang de l'Or, les valeurs médianes de flux observés sont cent fois moins importantes que celles mesurées aux exutoires des deux autres bassins versants.

Cela s'explique par le pouvoir tampon de l'étang de l'Or. Enfin, bien que les flux bactériens dans les bassins versants Vistre-Vidourle et Lez-Mosson soient du même ordre de grandeur durant les périodes sèches, les sources de contamination bactérienne sont variables au sein du bassin versant du GAM. Alors que les flux de BTCF provenant du bassin versant Vistre-Vidourle sont issus d'un mélange de ruissellements urbains et agricoles, la source majeure de contaminants bactériens dans les bassins versants Lez-Mosson et Or est la zone urbaine très dense de Montpellier.

2.2.2.2. *Corrélation entre les flux de bactéries témoins de contamination fécale et l'indice de précipitations antérieures*

Les paramètres entrant dans le calcul de l'IPA, que sont le nombre de jours antécédents et le coefficient de pondération, sont calés à partir d'une analyse de sensibilité. Le coefficient de détermination optimum est atteint lorsque le nombre de jours antécédents, d , vaut 10 jours, et que le coefficient de pondération, k , vaut 0,85. Par conséquent, l'IPA d'un jour donné est caractérisé par les valeurs pondérées de la pluie enregistrée durant les 10 jours antécédents. La valeur du coefficient de pondération fixée à 0,85 illustre un fort abattement de la pluie, qui caractérise une réponse hydrologique rapide du bassin versant du GAM. Ainsi, les précipitations les plus récentes ont un impact plus important sur les flux de BTCF que les précipitations plus anciennes. Les résultats associés aux régressions linéaires reliant l'IPA et les flux bactériens sont présentés en Tableau 2.1.

Tableau 2.1 Caractéristiques des régressions linéaires reliant l'Indice de Précipitations Antérieures (IPA) et les flux de Coliformes Thermo-Tolérants (CTT) et Entérocoques Intestinaux (EI) dans les trois bassins versants du GAM (Lez-Mosson, Or et Vistre-Vidourle). Dans le bassin versant de l'étang de l'Or, l'IPA est calculé pour le jour précédent les mesures étant donné que les flux bactériens mettent un jour supplémentaire à atteindre l'exutoire en raison de l'effet tampon de l'étang de l'Or.

		Lez-Mosson		Or		Vistre-Vidourle	
		CTT	EI	CTT	EI	CTT	EI
Ordonnée à l'origine	Valeur estimée	12,1	12	10,9	10,8	12	11,6
	Erreur type	0,323	0,24	0,17	0,214	0,192	0,187
	Pr ($> t $)	1,89E-15	2E-16	1,61E-15	2,33E-14	2E-16	2E-16
Pente	Valeur estimée	0,038	0,035	0,039	0,039	0,048	0,056
	Erreur type	0,005	0,004	0,004	0,005	0,005	0,005
	Pr ($> t $)	2,46E-06	1,97E-07	1,18E-06	1,08E-05	8,93E-09	6,36E-10
R ²		0,805	0,864	0,892	0,84	0,864	0,9
Coefficient de Pearson		0,9	0,93	0,94	0,92	0,93	0,95

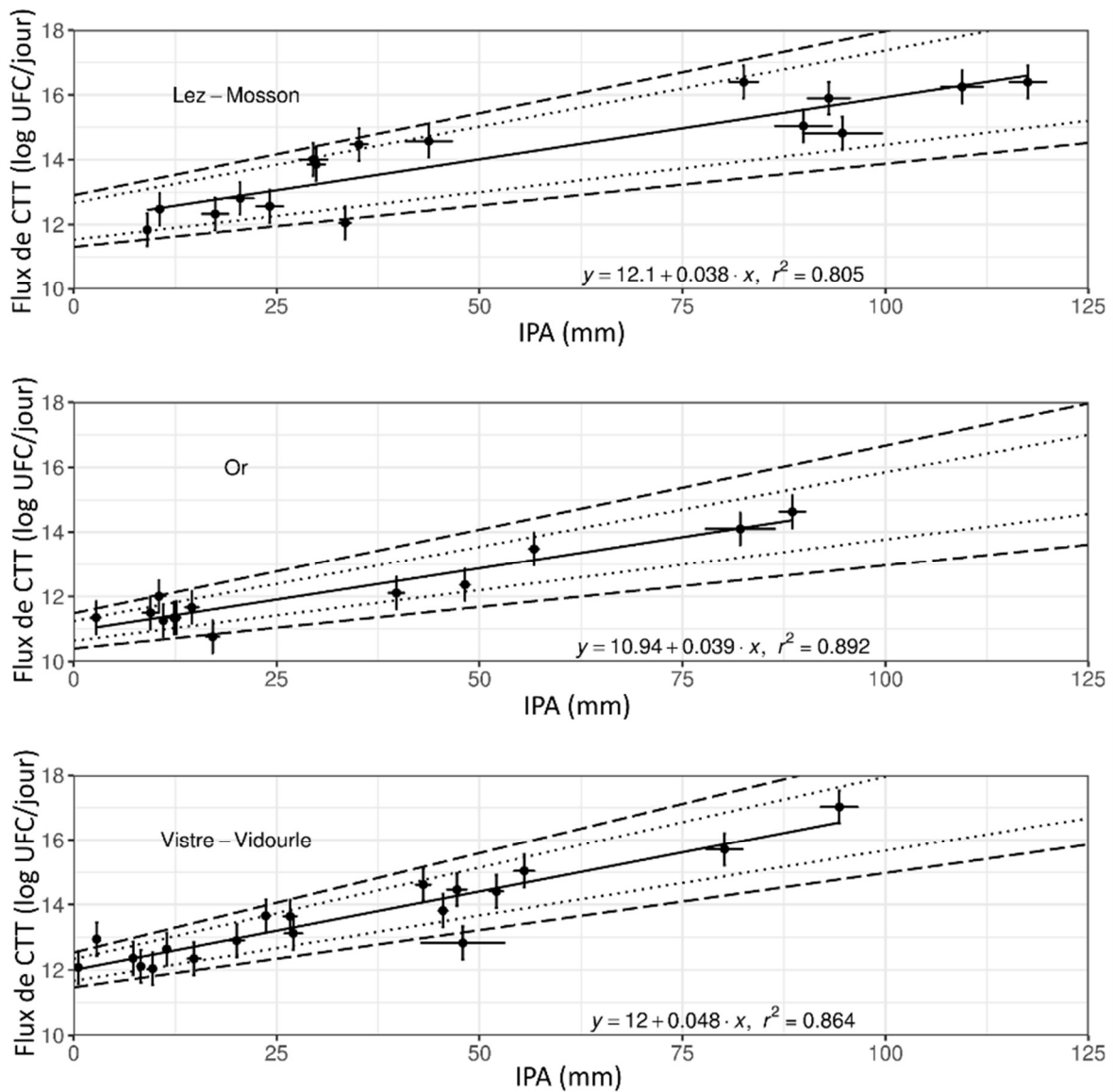


Figure 2.3 Régressions linéaires entre l'indice de précipitations antérieures (IPA) et les flux de Coliformes Thermo-Tolérants (CTT) aux exutoires du bassin versant du GAM. Les intervalles de confiance à 90 % basés sur les incertitudes de mesure sont représentés en pointillés longs. Les intervalles de confiance à 90 % basés sur la dispersion des points autour de la droite de régression sont représentés en pointillés.

Des corrélations significatives sont observées entre la variable explicative, l'IPA, et les flux de BTCF arrivant au GAM. Ces résultats démontrent l'influence des conditions hydrologiques sur les flux de contaminants bactériens. Dans la zone d'étude, plus de 80% de la variance est expliquée par l'IPA. Concernant le bassin versant de l'Or, l'effet tampon de l'étang est pris en compte en calculant l'IPA pour le jour précédent la mesure. Ainsi, il est considéré que les flux de BTCF mettent un jour supplémentaire pour atteindre l'exutoire par rapport aux deux autres bassins versants. Ce décalage temporel est déterminé par un calage statistique basé sur les valeurs journalières d'IPA et les observations de flux de BTCF.

La valeur plus élevée de pente de la droite de régression obtenue pour le bassin versant Vistre-Vidourle indique que les flux bactériens augmentent plus fortement avec l'IPA qu'aux exutoires des autres bassins versants.

La Figure 2.3 montre les régressions linéaires entre l'IPA et les flux de coliformes thermo-tolérants générés par les trois bassins versants. L'incertitude associée à l'IPA correspond à la valeur moyenne de l'écart type entre les pluies journalières observées aux pluviomètres de chaque bassin versant. Cette incertitude varie en fonction de la localisation et de l'extension spatiale des évènements pluvieux. L'intervalle de confiance à 90 % présenté en lignes de pointillés longs sur la Figure 2.3 prend en compte l'incertitude estimée à partir des mesures des flux bactériens et de la variabilité spatiale de l'IPA. La méthode utilisée ici pour définir l'incertitude associée aux sorties du modèle à partir des simulations de Monte Carlo donne un intervalle plus large que la seule considération de la dispersion des points autour de la droite de régression, représentée en lignes pointillées sur la Figure 2.3.

2.2.2.3. *Simulation des flux de bactéries témoins de contamination fécale*

Les flux de BTCF aux exutoires des bassins versants du GAM sont simulés en utilisant le modèle statistique de 2006 à 2016. La Figure 2.4a présente les résultats obtenus pour la période estivale de 2012 dans le bassin versant Vistre-Vidourle. Les flux simulés par temps sec sont significativement plus faibles à l'exutoire du bassin versant de l'Or (< 11 log UFC/jour) que des bassins versants Lez-Mosson et Vistre-Vidourle (> 12 log UFC/jour). Ces deux derniers présentent des niveaux similaires de contaminants bactériens en période sèche.

A la suite d'évènements pluvieux, les flux bactériens augmentent subitement dans les trois bassins versants puis diminuent de façon progressive durant quelques jours. En moyenne, 2,4 évènements pluvieux par été engendrent une augmentation de plus d'une unité log UFC/jour des flux de BTCF simulés. Ces évènements, dont un est illustré en Figure 2.4a, peuvent avoir des conséquences sévères sur la qualité des eaux de baignade et les environnements marins. Dans le bassin versant Vistre-Vidourle, les flux élevés de BTCF proviennent des stations d'épuration, des zones urbaines ainsi que des zones d'élevage de chevaux et de taureaux.

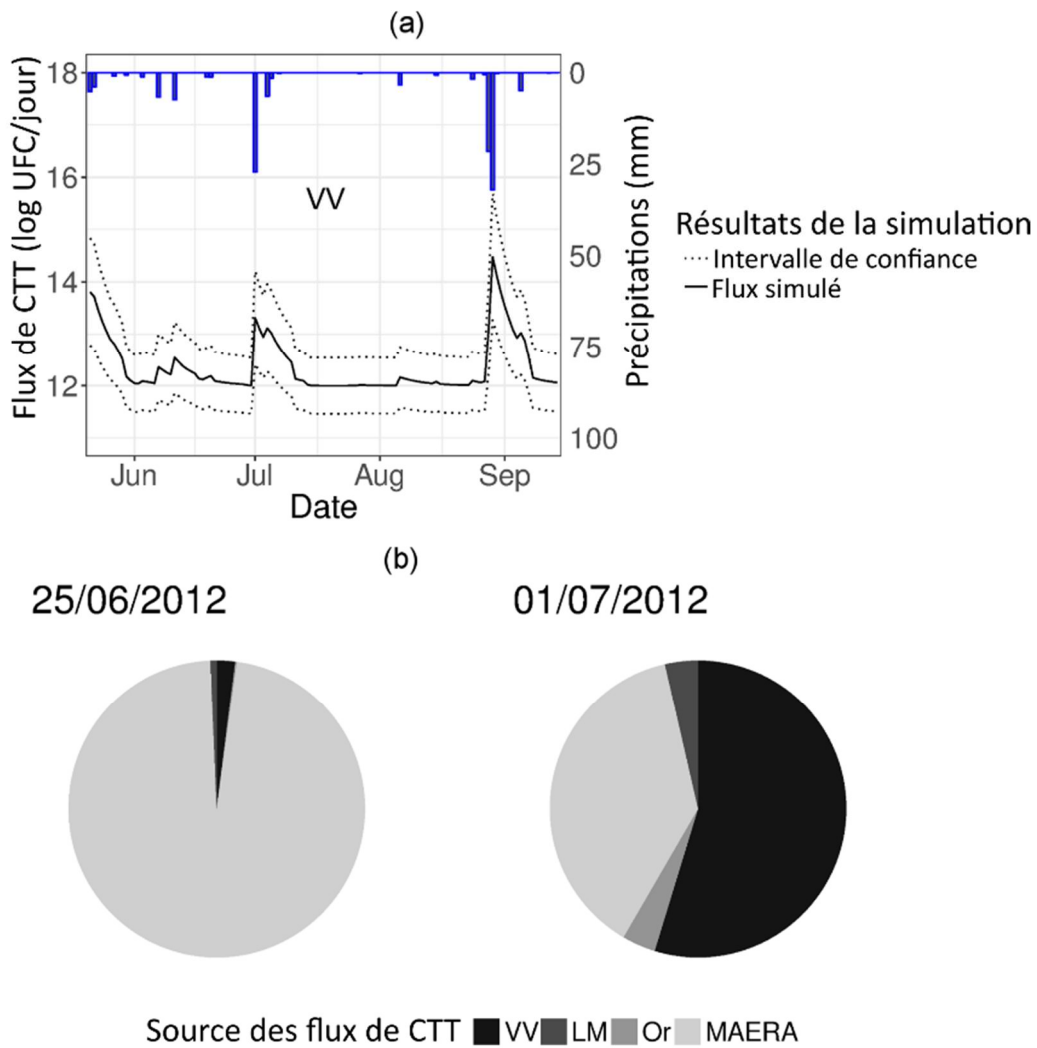


Figure 2.4 (a) Flux de Coliformes Thermo-Tolérants (CTT) estimés aux exutoires du bassin versant Vistre-Vidourle durant l'été 2012. L'histogramme représente les pluies journalières. (b) Proportion des apports de CTT (UFC/jour) au GAM en conditions de basses eaux (flux total de $1,96 \cdot 10^{14}$ UFC/jour) et lors d'un évènement pluvieux d'un cumul de 23,7 mm (flux total de $2,87 \cdot 10^{14}$ UFC/jour).

Alors qu'en conditions de basses eaux, les flux de BCTF simulés sont significativement inférieurs aux exutoires du bassin versant du GAM qu'à la sortie de l'émissaire en mer de la station d'épuration MAERA, lors d'évènements pluvieux les apports du bassin versant du GAM deviennent la source majeure de BCTF. Ce phénomène est illustré en Figure 2.4b qui montre une augmentation significative des flux de BCTF aux exutoires du bassin versant du GAM durant l'évènement pluvieux du 1^{er} juillet 2012.

2.2.2.4. Comparaison avec les données de l'agence régionale de santé

Plusieurs dégradations de la qualité des eaux de baignade ont été observées par l'agence régionale de santé de la région Occitanie entre 2006 et 2016 sur des échantillons prélevés lors de journées pluvieuses. Par exemple, la Figure 2.5 montre que l'évènement

pluvieux du 1^{er} juillet 2012 coïncide avec une qualité d'eau de baignade qualifiée comme « médiocre » à Palavas-les-Flots (mesure du 2 juillet 2012).

Il est cependant difficile d'établir un lien direct entre les événements pluvieux causant des flux de BTCF importants aux exutoires du bassin versant du GAM et les dégradations de la qualité des eaux récréatives observées par l'ARS. En effet, seulement quelques mesures ont été réalisées par l'ARS durant des événements pluvieux et les valeurs d'IPA associées n'excèdent jamais 50 mm. Aucun échantillon n'a donc été collecté lors d'épisodes pluvieux très intenses. Des échantillonnages plus fréquents et suivant les pics d'apports de BTCF prédits par le modèle statistique pourraient préciser le lien entre les flux importants de BTCF aux exutoires des bassins versants et les contaminations observées dans les eaux côtières récréatives.

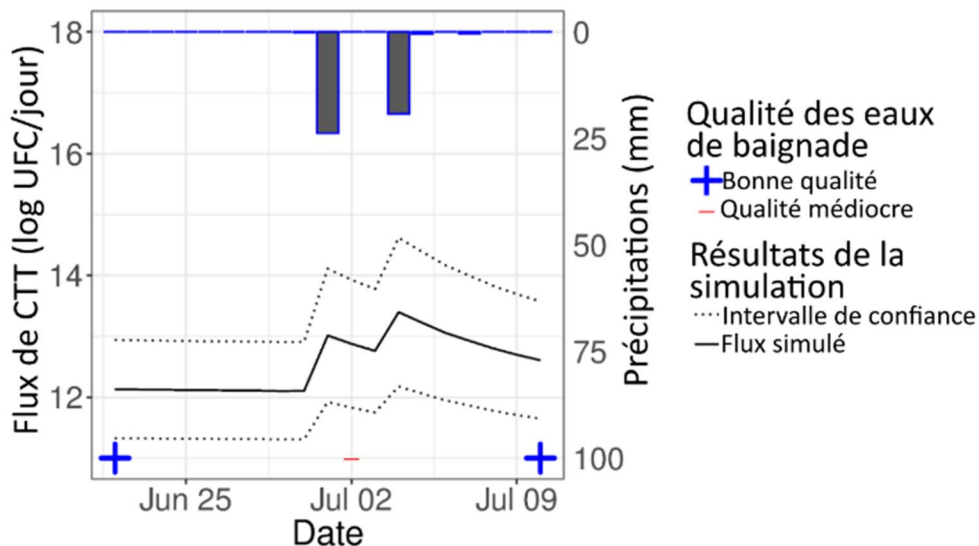


Figure 2.5 Flux de Coliformes Thermo-Tolérants (CTT) simulés aux exutoires du bassin versant Lez-Mosson et données de qualité des eaux de baignade à Palavas-les-Flots durant l'été 2012. L'histogramme représente les pluies journalières.

Il est à noter que les dégradations de la qualité de l'eau observées dans le cadre du suivi réglementaire des eaux de baignade sont localisées à 64 % proche des exutoires des bassins versants Lez-Mosson et Or, tandis que les 36 % restants ont été enregistrés non loin des exutoires du bassin versant Vistre-Vidourle. Ainsi, les épisodes de dégradation de la qualité des eaux côtières sont principalement observés proche des exutoires des bassins les plus densément urbanisés et où les zones urbaines sont les plus proches du littoral, ce qui est également relaté dans la littérature (Cho et al., 2010; Kang et al., 2010; Paule Mercado et al., 2016).

2.2.3. Discussion

Les résultats montrent des augmentations significatives de flux de coliformes thermotolérants et d'entérocoques intestinaux aux exutoires du bassin versant du GAM à la suite des évènements pluvieux, ce qui confirme les résultats obtenus lors de précédentes études sous différentes conditions climatiques (Ackerman et Weisberg, 2003a; Causse et al., 2015; Cho et al., 2010; Rochelle Newall et al., 2016). Les flux bactériens sont fortement corrélés à l'IPA pour les trois bassins versants étudiés, autant en ce qui concerne les coliformes thermotolérants que les entérocoques intestinaux. Bien que d'autres facteurs météorologiques tels que la radiation solaire peuvent impacter les flux de BTCT (Cha et al., 2010; Chan et al., 2015; Hathaway et al., 2010; Rochelle-Newall et al., 2015), la pluie antérieure est le principal facteur influençant les apports de contaminants bactériens au GAM.

En incluant les erreurs de mesure dans le modèle statistique, l'ordre de grandeur des flux bactériens est estimé avec un intervalle de confiance fiable. Alors que les méthodes statistiques classiques calculent les incertitudes à partir de la dispersion des points autour de la droite de régression, la méthodologie proposée ici prend en compte les difficultés de mesurer précisément les flux en BTCT, en particulier en conditions de hautes eaux. Les erreurs associées dépendent principalement de la variabilité spatiale des concentrations en BTCT dans la section d'écoulement, même si les conditions de stockage et d'analyse en laboratoire peuvent également être source d'incertitude (McCarthy et al., 2008).

Par l'analyse des impacts des évènements pluvieux sur les apports de BTCT au GAM, cette étude met en exergue la nécessité de prendre en compte les conditions hydrologiques dans le suivi de la qualité des eaux de baignade. Certaines études soulignent que la fréquence d'échantillonnage des eaux récréatives et piscicoles est essentielle pour être capable de détecter des contaminations bactériennes. Des prélèvements mensuels réalisés par temps sec limitent la capacité des gestionnaires à évaluer efficacement la qualité des eaux de baignade, comme l'indique Leecaster et Weisberg (2001) en Californie du Sud. Alors que les auteurs observent seulement 5 % de dépassement des normes de qualité des eaux de baignade lors de campagnes mensuelles, 25, 55 et 80 % de dépassement sont observés lors de prélèvements hebdomadaires, deux fois par semaine et trois fois par semaine, respectivement. Dans le GAM, la collecte d'échantillons représentatifs de différentes conditions hydrologiques pourrait permettre aux gestionnaires d'optimiser les campagnes de prélèvement

et de pouvoir anticiper d'éventuelles dégradations de la qualité, en construisant des modèles statistiques tels que celui présenté dans ce chapitre. D'autres types de modèles statistiques existent par ailleurs, comme celui développé par Gonzalez et al. (2012) en Caroline du Nord, USA, qui permet de détecter des dégradations de la qualité des eaux récréatives et conchylicoles. Ce modèle nécessite toutefois de nombreuses données (pluie antérieure, salinité, oxygène dissous, température, ...).

Un des avantages du modèle linéaire développé dans ce chapitre est qu'il requière peu de données. La méthode peut être facilement appliquée à d'autres bassins versants où peu d'informations sont disponibles concernant les caractéristiques morphologiques et hydrologiques du bassin versant. Une fois le modèle statistique construit, des mesures additionnelles de concentrations en BTCF peuvent venir valider les régressions linéaires définies et confirmer l'hypothèse de stationnarité de l'occupation du sol. De plus, concernant les indicateurs de qualité de l'eau, d'autres contaminants peuvent être choisis comme variable dépendante, bien que les coliformes thermo-tolérants et les entérocoques intestinaux soient largement utilisés à travers le monde pour détecter des contaminations d'origine fécale.

Les contaminations bactériennes en zone côtière sont générées par différentes sources qui sont variables en fonction des conditions hydrologiques. Durant les périodes sèches, les BTCF proviennent majoritairement des fuites des réseaux d'assainissement des villes côtières, de l'assainissement non collectif, des animaux fréquentant les plages ou encore des baigneurs (Elmir et al., 2007; Wright et al., 2009). Les apports de BTCF provenant des eaux usées traitées du bassin versant Lez-Mosson sont réduits par temps sec, étant donné que les effluents de la station d'épuration MAERA sont rejetés via son émissaire en mer. Il est à noter que la modélisation hydrodynamique du GAM montre que les effluents rejetés via cet émissaire en mer ne contaminent pas ou peu les eaux de baignade de la zone côtière (Leredde et al., 2007; Monfort et al., 2012). En revanche durant les événements pluvieux, les apports de BTCF proviennent majoritairement des exutoires du bassin versant. Les débordements du réseau d'assainissement, les surverses des stations d'épuration, ainsi que le ruissellement sur les surfaces agricoles et urbaines sont les principaux phénomènes causant d'importants flux bactériens.

De nombreuses études ont démontré l'impact des zones densément urbanisées sur les transferts de BTCF vers les milieux récepteurs (Bay et al., 2003; Paule-Mercado et al., 2016;

Walters et al., 2011). Dans le GAM, les flux observés sont du même ordre de grandeur aux exutoires des bassins Lez-Mosson et Vistre-Vidourle, bien que la superficie de ce dernier soit presque deux fois supérieure à celle du bassin versant Lez-Mosson. La zone urbaine de Montpellier, très proche de l'exutoire du bassin versant, génère donc des flux de BTCF très importants, et ce malgré la présence de la station d'épuration MAERA qui rejette une partie des effluents via l'émissaire en mer.

2.3. Flux de contaminants dans le bassin versant Lez-Mosson

La suite de ce travail consiste à caractériser de façon plus précise l'influence de la zone urbaine sur les transferts de contaminants sous différentes conditions hydrologiques. Les coliformes thermo-tolérants et entérocoques intestinaux sont analysés comme indicateurs de la qualité bactériologique de l'eau, et parallèlement les MES sont étudiées comme indicateur de pollution en zone urbaine. Dans un premier temps, la répartition spatiale des flux de BTCF et de MES dans le bassin versant Lez-Mosson est étudiée en conditions de basses eaux pour mettre en avant l'influence des différents espaces urbanisés. Dans un second temps, l'objectif est d'évaluer l'influence des événements pluvieux sur les flux de BTCF et de MES à l'exutoire du bassin versant urbanisé du Verdanson. Afin de garder les mêmes unités qu'en partie 2.2, les flux sont exprimés en UFC/jour concernant les BTCF et kg/jour concernant les MES. Enfin, dans un troisième temps, cette partie vise à illustrer la part de contaminants transférés dans les MES lors des épisodes pluvieux, en prenant les exemples des HAP et des organoétains.

Une partie des résultats discutés dans cette partie sont présentés dans l'acte de conférence « Fecal Microbial Inputs To Coastal Waters From An Urbanized Basin », publié suite à la conférence Medcoast, 2017, Mellieha, Malte (Annexe 2), ainsi que dans l'acte de conférence « Characterization of the Dynamics of Microbiological and Chemical Contaminants in an Urban Catchment in South of France: From Field Data Collection to Modelling », publié suite à la conférence UDM, 2018, Parlerme, Italie (Annexe 3).

2.3.1. Matériel et méthodes

2.3.1.1. Campagnes spatiales de mesures dans le bassin versant Lez-Mosson

La Figure 2.6 présente le réseau de mesure déployé dans le bassin versant. Des échantillons sont prélevés dans le Lez (L1, L2, L3, L4 et L6), la Mosson (M1 et M2) et ses affluents, le Rieu-Coulon (RC) et le Lantissargues (Lant), ainsi que dans le Verdanson (V1,

V2 et V4) et son affluent principal le Font d'Aurelle (FA1 et FA2). Le point V4 correspond à l'exutoire du bassin versant du Verdanson, où les échantillonnages lors d'évènements pluvieux sont réalisés ainsi que quelques prélèvements ponctuels par temps sec. Dans tous les autres sites, des échantillons ponctuels sont collectés en conditions de basses eaux.

Les localisations des sites de mesure sont choisies en fonction des différentes utilisations du sol sur le bassin versant. Les points V1 et V2 se trouvent sur la partie amont du Verdanson, dans des zones résidentielles. Les points FA1 et FA2 se situent en amont et aval d'une zone hospitalière. Concernant le linéaire du Lez, le site L1 est situé à la source. Au point L2, le bassin drainé est partiellement urbanisé, tandis que les points L3 et L4 se trouvent dans la zone densément urbanisée de Montpellier. Enfin, le point L6 se trouve à Palavas-les-Flots, en aval de la confluence de la Mosson. Cette dernière draine un bassin principalement naturel et agricole en amont du point M1. Le point M2, quant à lui, est situé en aval de la confluence avec le Rieu-Coulon, RC, qui reçoit les eaux du Lantissargues, Lant, provenant d'un bassin péri-urbain. Il est à noter qu'entre les points M1 et M2 une partie des eaux de la Mosson se déverse dans l'étang de l'Arnel. Par ailleurs, en amont du point M2 se trouve une ancienne décharge, sur le site du Thot. Son activité de stockage a été effective de 1965 à 2006, elle recouvre 56 ha. Aujourd'hui, le site du Thot comporte un système de collecte et séparation des eaux pluviales et des drains de collecte de lixiviats. Par ailleurs, une partie des eaux de la Mosson se déverse dans la lagune côtière en amont du site M2.

Les campagnes spatiales se sont déroulées au printemps (09/05/2016 et 12/06/2017) et au début de l'hiver (12/12/2016). Les conditions d'écoulement sont comparables, des écoulements proches de l'étiage avec des périodes antérieures de temps sec supérieures à 10 jours. Durant la campagne de mai 2016, un évènement pluvieux de faible intensité est enregistré (25 mm/jour). Le débit est évalué à l'aide d'un ADCP ou d'un courantomètre électromagnétique selon les dimensions de la section d'écoulement. Les incertitudes associées à ces mesures sont discutées par Herschy (2002) et Muste et al. (2004). Pour certains points d'échantillonnage situés le long du Lez, les valeurs de débit fournies par la banque hydro sont utilisées. Dans ce cas, les incertitudes associées proviennent à la fois de la mesure de hauteur d'eau et de la courbe de tarage construite pour en déduire les valeurs de débit. En chacun des points d'échantillonnage, des prélèvements d'eau sont réalisés manuellement au centre de la colonne d'eau pour la détermination des concentrations en MES et en BTCF.

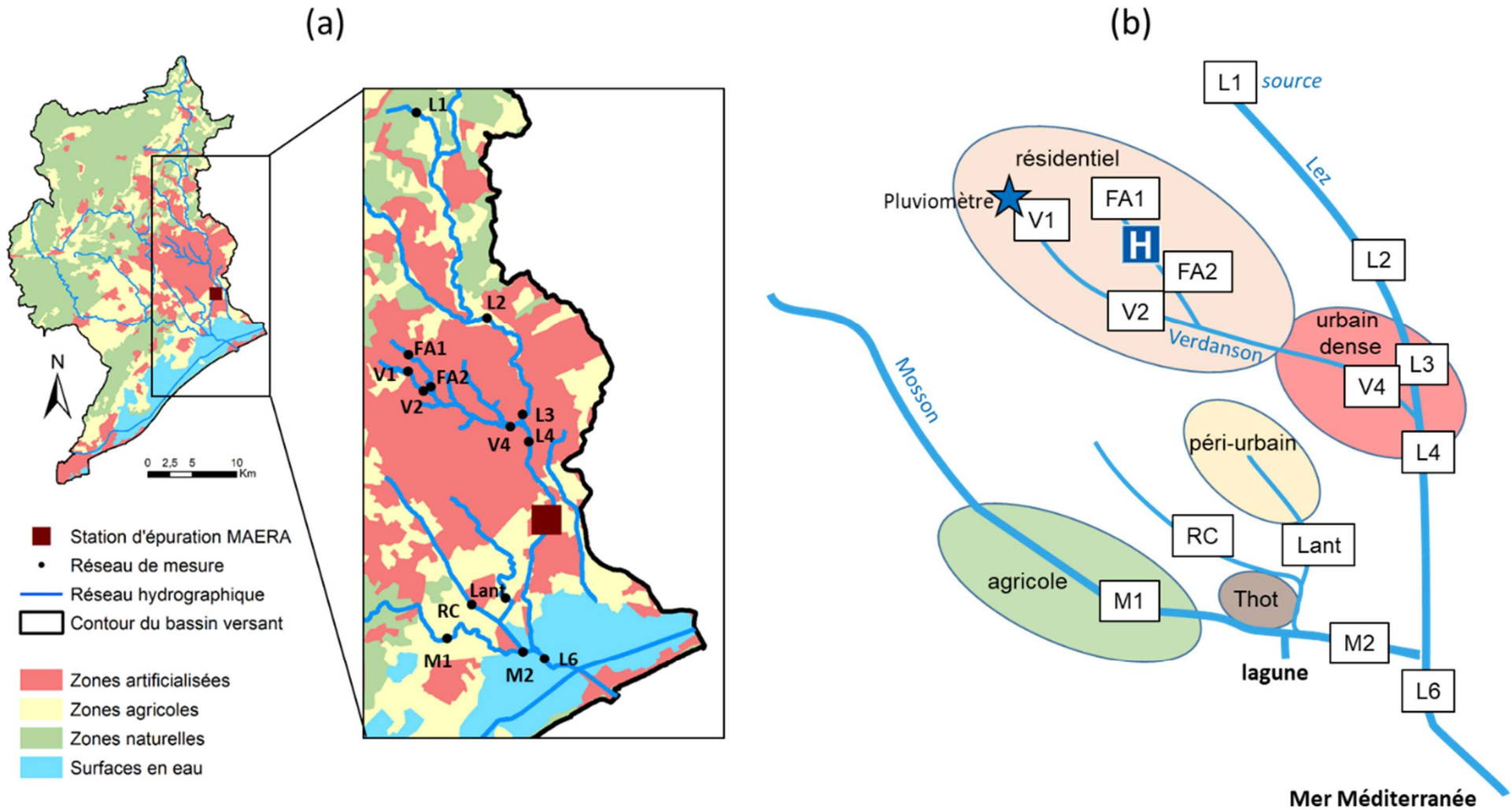


Figure 2.6 (a) Cartographie du bassin versant Lez-Mosson et du réseau de mesures. Les données d'utilisation du sol proviennent de la base de données Corine Land Cover datant de 2012. (b) Représentation simplifiée du réseau de mesures dans le bassin versant Lez-Mosson.

2.3.1.2. *Suivis de crues à l'exutoire du bassin versant du Verdanson*

Juste en amont de la confluence entre le Verdanson et le Lez, le point V4 est choisi pour réaliser les échantillonnages de crue car le bassin versant du Verdanson est entièrement urbanisé. Dans un premier temps, les conditions de basses eaux sont décrites grâce à des échantillons d'eau prélevés par temps sec le 12/06/2017 et le 11/06/2018 pour analyser les MES et les BTCF, ainsi que le 27/03/2017 pour analyser les BTCF avec une mesure de débit associée. Un prélèvement de sédiments a par ailleurs été réalisé le 11/06/2018 en conditions de basses eaux pour l'analyse des teneurs en HAP. Durant les épisodes pluvieux, les dynamiques des concentrations en BTCF et en MES sont étudiées, ainsi que les proportions d'organoétains et de HAP exportés dans les MES et dans l'eau. Des prélèvements d'eau sont réalisés manuellement à intervalle de temps variable, tandis que les MES sont prélevées en continu durant toute la durée de l'évènement à l'aide d'une centrifugeuse (Masbou, 2018). Pour chaque évènement, les chroniques de précipitations au pas de temps 5 minutes sont enregistrées par le pluviomètre du Château d'Ô du réseau eVigilance de la métropole de Montpellier. Les mesures de débit sont disponibles au pas de temps 5 minutes au point V4.

Parmi les évènements pluvieux échantillonnés, le premier a eu lieu en automne (19/10/2017), et les deux autres au printemps (29/04/2018 et 11/06/2018). Les cumuls correspondant sont de 21,9 mm, 16,1 mm et 73,5 mm, respectivement. Les périodes antérieures de temps sec sont supérieures à 10 jours, sauf pour l'évènement du 19/10/2017 pour lequel 2,7 mm ont été enregistré le jour précédent. De plus, une averse s'est produite quelques heures avant cet évènement (hauteur précipitée 10 mm), le ruissellement résultant n'a pas été échantillonné. Les coefficients d'écoulement mesurés valent 19 %, 15 % et 22 % pour les évènements du 19 octobre, du 29 avril et du 11 juin respectivement. Les débits de pointe sont variables entre les évènements observés. Le 19/10/2017, le débit a atteint 11,3 m³/s, alors qu'il n'a pas dépassé 1,8 m³/s le 29/04/2018. La valeur la plus élevée a été mesurée le 11/06/2018, où le débit a atteint 30,5 m³/s.

Lors de l'évènement d'octobre 2017, 11 prélèvements d'eau ont servi à l'analyse des concentrations en MES et en organoétains dans l'eau, et 13 quantifications de BTCF ont été réalisées. Un échantillon de MES a par ailleurs été obtenu par centrifugation pour l'analyse des teneurs en organoétains. En avril 2018, 9 échantillons d'eau ont permis de mesurer les concentrations en MES, mais aucune quantification de BTCF n'a pu être faite.

En revanche, les HAP ont été analysés dans deux prélèvements d'eau représentatifs de la montée et de la décrue ainsi que dans les MES prélevées durant l'évènement par centrifugation. Enfin, en juin 2018, 14 prélèvements d'eau ont permis l'analyse des concentrations en MES et BTCF, mais la centrifugeuse n'a pas pu être mise en place pour la collecte des MES.

2.3.1.3. Quantification des bactéries témoins de contamination fécale et des matières en suspension

Pour l'analyse des BTCF, les méthodes utilisées sont les mêmes que celles présentées en section 2.2.1.2. Ainsi, les concentrations en *E. Coli* (coliformes thermo-tolérants) et entérocoques intestinaux (streptocoques fécaux) sont déterminées en utilisant les méthodes ISO 9308-1 et ISO 7899-2 respectivement. Les résultats s'expriment en UFC/100mL (nombre d'unités formant colonies par volume de 100 mL).

Concernant la quantification des MES, des filtres GF/F de porosité 0,45 μm sont utilisés pour filtrer les échantillons d'eau à l'aide d'une pompe à vide jusqu'à colmatage du filtre. Après filtration, les filtres sont séchés à 60°C durant au minimum 24 h afin de peser les quantités de MES sur filtre sec. Les résultats sont exprimés en mg/L.

2.3.1.4. Quantification des hydrocarbures aromatiques polycycliques et des organoétains

L'analyse des concentrations en HAP est réalisée par le laboratoire privé CERECO selon la méthode NF EN ISO 17993. Les résultats s'expriment en $\mu\text{g}/\text{kg}$ concernant les teneurs observées dans les sédiments prélevés par temps sec et dans les MES collectées par centrifugation durant les épisodes pluvieux. Ils s'expriment en $\mu\text{g}/\text{l}$ concernant les concentrations mesurées dans l'eau.

L'analyse des teneurs en organoétains (MBT, DBT, TBT) est réalisée en interne au laboratoire de chimie d'Hydrosciences Montpellier par GC-ICP-MS. Le protocole d'analyse dans la phase dissoute est décrit par Garnier et al. (2020). Le protocole d'extraction et d'analyse dans les MES est décrit par Sabah (2016). Les résultats s'expriment en $\text{ng}(\text{Sn})/\text{L}$ dans l'eau et en $\text{ng}(\text{Sn})/\text{kg}$ dans les MES. Des tests ont été réalisés qui confirment que les échantillons de MES ne sont pas contaminés par le bol de la centrifugeuse.

2.3.1.5. *Calcul des flux de bactéries témoins de contamination fécale et des matières en suspension*

De la même manière que dans la section 2.2.1.4.1, les concentrations en BTCF et MES ainsi que les valeurs de débit sont utilisées pour calculer des flux instantanés. Ainsi, le flux instantané de BTCF est le nombre d'unités formant colonies par unité de temps et s'exprime en UFC/jour, calculé selon l'équation 2.1. Similairement, le flux instantané de MES est la masse transférée à travers la section d'écoulement par unité de temps, calculé selon l'équation 2.3 suivante :

$$L(t) = m * C(t) * Q(t) \quad (2.3)$$

Où $C(t)$ est la concentration en MES dans la section d'écoulement (mg/L), $Q(t)$ est le débit instantané (m^3/s), et m est un facteur de conversion d'unité, égal à $8,64 \cdot 10^4$. Le flux $L(t)$ s'exprime donc en kg par jour. Il est à noter que pour certains sites localisés sur le linéaire du Lez toutes les valeurs de flux ne sont pas disponibles en raison de l'absence de données de débit ou de débit insuffisant pour être mesuré.

Concernant les évènements pluvieux échantillonnés, un flux moyen est calculé selon l'équation 2.4 afin de le comparer aux flux instantanés mesurés par temps sec.

$$L_{moy} = \frac{M}{d} \quad (2.4)$$

Où M est soit le nombre total d'UFC (UFC) soit la masse totale de MES (kg) transférés à travers la section d'écoulement durant l'évènement pluvieux, calculé par la méthode des rectangles centrée sur l'intervalle de temps. d est la durée de l'évènement pluvieux (j). Ainsi, le flux moyen L_{moy} s'exprime en UFC/jour pour caractériser le flux moyen de BTCF ou en kg/jour pour caractériser le flux moyen de MES. Il est à noter que la méthode employée de calcul de flux peut être source d'incertitude, comme en discute Salles et al. (2008).

2.3.2. Résultats

La Figure 2.7 présente la relation entre les flux de coliformes thermo-tolérants et d'entérocoques intestinaux obtenue dans le bassin versant du Lez. La corrélation obtenue pour les 41 observations est significative. Afin d'alléger la suite de l'analyse, les résultats de BTCF présentés concernent uniquement les coliformes thermo-tolérants. Les mêmes conclusions émergent des résultats obtenus pour les entérocoques intestinaux, les concentrations étant légèrement moins élevées.

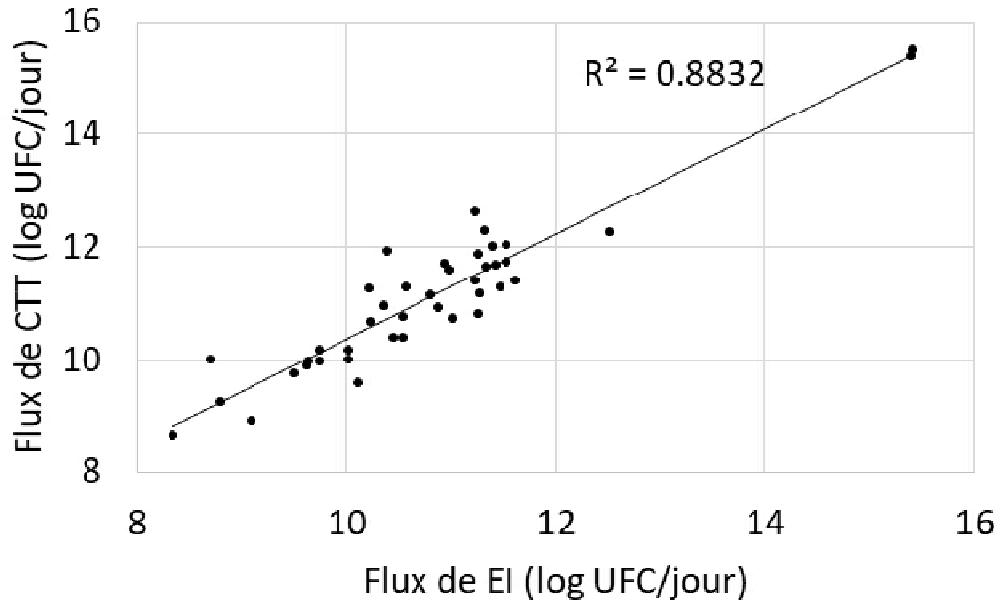


Figure 2.7 Régression linéaire entre les flux de coliformes thermo-tolérants et d'entérocoques intestinaux dans le bassin versant du Lez.

2.3.2.1. Répartition spatiale des flux de bactéries témoins de contamination fécale et de matières en suspension dans le bassin versant Lez-Mosson

La Figure 2.8 présente les flux de coliformes thermo-tolérants et de MES mesurés dans les différents cours d'eau du bassin versant du Lez en conditions de basses eaux. Les flux de coliformes thermo-tolérants et de MES observés durant les campagnes spatiales varient de $4,5 \cdot 10^8$ à $4,1 \cdot 10^{12}$ UFC/jour et de $6,2 \cdot 10^2$ à $1,8 \cdot 10^7$ kg/jour, respectivement. Il apparaît que les flux de BTCF et de MES augmentent de l'amont vers l'aval dans le Font d'Aurette et le Verdanson, qui s'écoulent au sein d'une zone hospitalière et de zones résidentielles. Concernant le Lez, les flux bactériens augmentent fortement entre la source (L1) et le point L2 tandis que les flux de MES augmentent progressivement au passage de la zone urbaine (de L1 à L6). Les valeurs de flux les plus élevées sont observées au point L6, qui est le plus proche de l'exutoire du bassin versant Lez-Mosson. En ce point, les flux de BTCF varient entre $8,5 \cdot 10^{11}$ et $4 \cdot 10^{12}$ UFC/jour, ce qui est cohérent avec les résultats présentés en section 2.2.2.1, où les flux générés par le bassin Lez-Mosson sont mesurés entre $6,8 \cdot 10^{11}$ et $1,5 \cdot 10^{13}$ UFC/jour en conditions de basses eaux. Sur la Mosson, les flux de BTCF et de MES ont tendance à augmenter légèrement entre les points M1 et M2, situés en amont et aval de la confluence avec le Lantissargues qui draine un bassin péri-urbain.

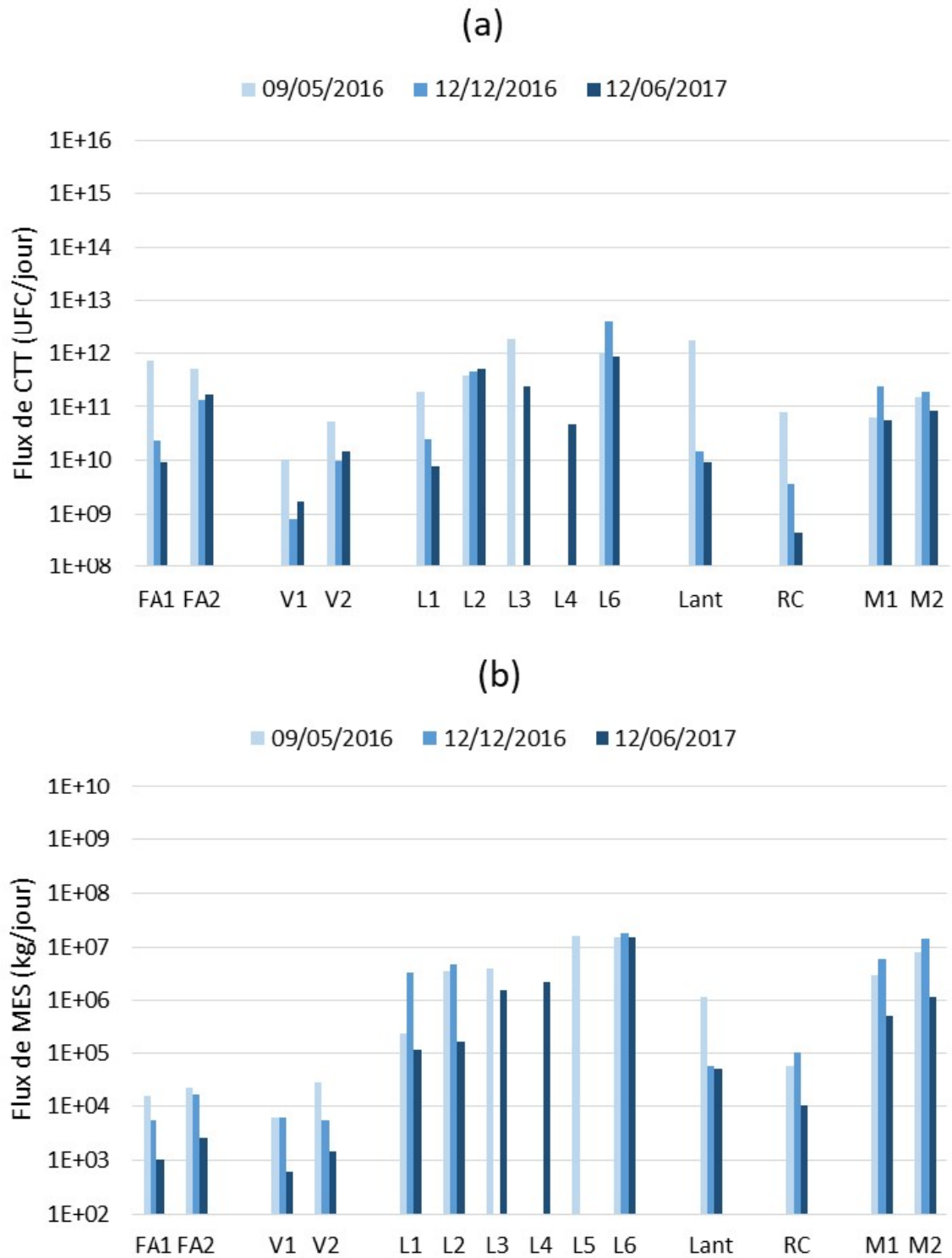


Figure 2.8 Flux de (a) coliformes thermo-tolérants (CTT) et (b) MES dans le bassin versant du Lez en conditions de basses eaux

Durant les trois campagnes spatiales, les valeurs de flux les plus importantes sont observées dans le Lez et la Mosson, et dans le Font d'Aurette pour ce qui est des BTCF. Concernant le Lez et la Mosson qui sont les deux cours d'eau principaux du bassin versant, cela s'explique par les valeurs de débits plus élevées. En effet, les débits mesurés durant les campagnes d'échantillonnages dans les affluents varient entre 0,5 et 40 L/s tandis que les débits du Lez et de la Mosson varient entre 160 et 4000 L/s. Concernant le Font d'Aurette, les fortes valeurs de flux de BTCF sont dues à des concentrations en coliformes thermo-tolérants très élevées. Par exemple, durant la campagne d'échantillonnage du 12/06/17, on observe $7,4 \cdot 10^4$ UFC/100mL au point FA2 contre seulement $4 \cdot 10^2$ UFC/100mL au point L3. De manière générale, les concentrations en BTCF sont largement plus élevées dans les petits affluents urbains, le Font d'Aurette, le Verdanson, le Lantissargues et le Rieucoulon, que dans le Lez et la Mosson.

Par ailleurs, les flux de BTCF et de MES observés dans les affluents sont généralement plus élevés lors de la campagne du 09/05/2016 que lors des deux autres campagnes. Ce constat est particulièrement visible en ce qui concerne les BTCF et résulte d'un évènement pluvieux de faible intensité ayant eu lieu ce jour-là. Les débits des affluents ont rapidement augmenté, tandis que dans le Lez et la Mosson, qui ont des réponses hydrologiques plus longues et sont moins sensibles aux pluies de faible période de retour, les variations de débit ont été négligeables. On observe notamment des valeurs de flux de coliformes thermo-tolérants et de MES très élevées dans le Lantissargues, qui draine une zone péri-urbaine et dont le point de mesure est situé proche d'un centre équestre.

2.3.2.2. Influence des évènements pluvieux sur les flux de contaminants à l'exutoire du bassin versant du Verdanson

La Figure 2.9 présente les flux de coliformes thermo-tolérants et de MES mesurés en conditions de basses eaux et lors d'évènements pluvieux à l'exutoire du bassin versant du Verdanson (V4). Les valeurs reportées en hautes eaux représentent les flux moyens observés durant les évènements pluvieux.

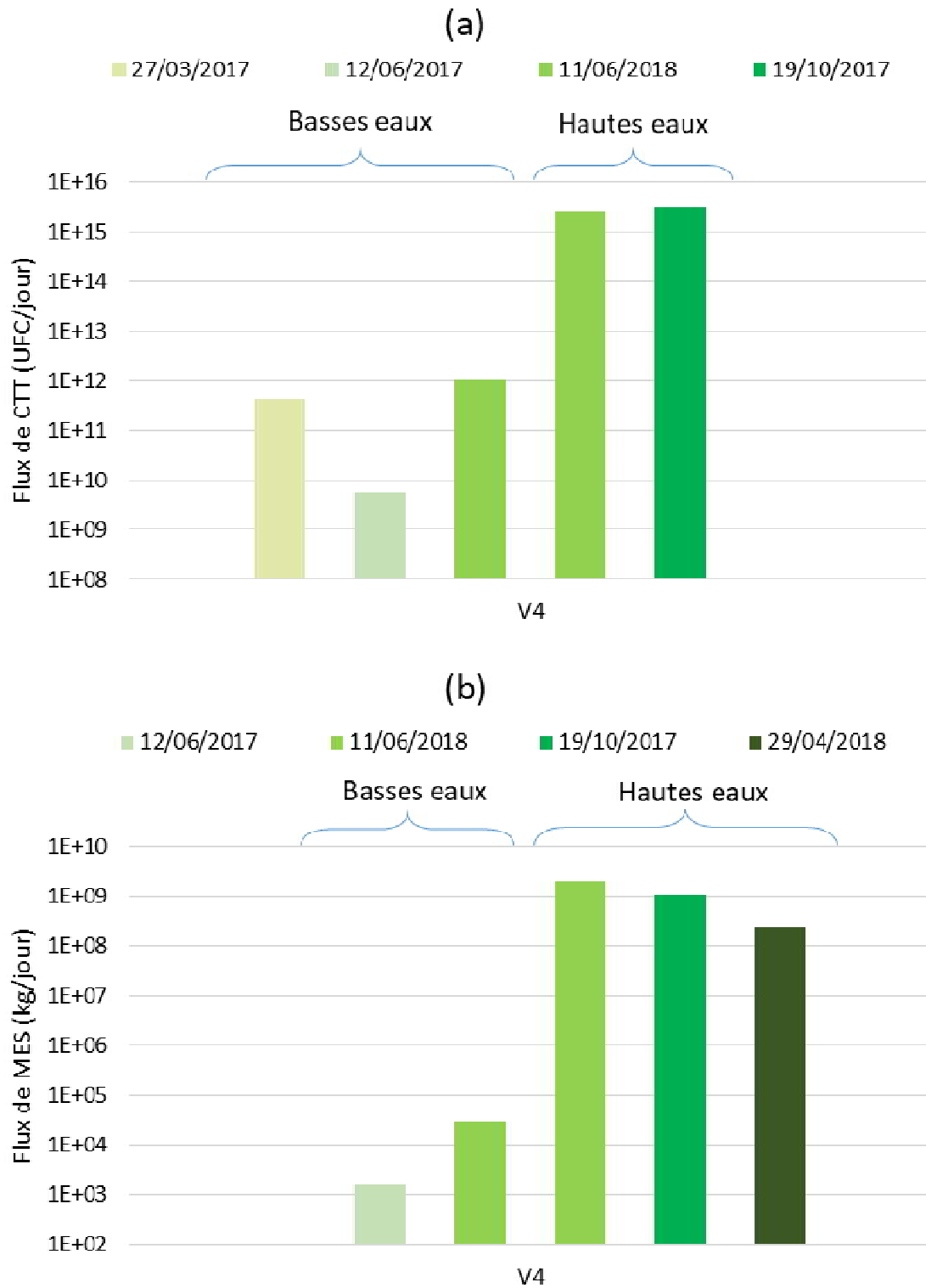


Figure 2.9 Flux de (a) coliformes thermo-tolérants (CTT) et (b) MES en conditions de basses eaux et lors d'épisodes pluvieux à l'exutoire du bassin versant du Verdanson

A l'exutoire du bassin versant du Verdanson, les flux moyens de BTCF et de MES observés durant les crues échantillonnées sont largement supérieurs aux flux mesurés en conditions de basses eaux. Le 11/06/2018, entre la première mesure réalisée en conditions de basses eaux et le flux moyen obtenu durant la crue, la valeur est multipliée par 2000 en ce qui concerne les coliformes thermo-tolérants et par 70 000 en ce qui concerne les MES.

Les données disponibles suggèrent une corrélation significative entre les flux de MES et le cumul de pluie ($r^2 = 0.98$) à l'exutoire du Verdanson. A l'avenir, davantage de données pourraient venir confirmer cette relation linéaire et permettre la construction d'un modèle statistique tel que celui présenté précédemment basé sur l'IPA et les flux de BTCF.

La Figure 2.10 présente les débits et les concentrations mesurées lors des suivis de crue le 11/06/2018 (Figure 2.10a & c), le 19/10/2017 (Figure 2.10b & d), et le 29/04/2018 (Figure 2.10e). Les mesures réalisées avant et après l'épisode pluvieux le 11/06/2018 permettent d'observer des augmentations de grande amplitude des concentrations en BTCF et en MES durant l'évènement. Par exemple, alors que la concentration en MES initiale est de l'ordre de 1 mg/L, elle atteint 640 mg/L lors du premier pic de débit. Il apparaît que les concentrations en BTCF et MES augmentent fortement au moment de ce premier pic, puis elles diminuent progressivement avant d'augmenter à nouveau après le second pic de débit, notamment concernant les BTCF. Le 19/10/2017, aucun échantillon n'a pu être récolté avant l'évènement, et on observe des concentrations en BTCF et en MES très élevées dès les premières mesures. Par la suite, les concentrations diminuent progressivement. Il est à noter que durant cet évènement, la concentration en BTCF moyenne est inférieure de seulement un ordre de grandeur à celle retrouvée en entrée de MAERA, c'est-à-dire directement dans les eaux usées. Il est également à noter que la concentration en MES la plus importante est observée le 29/04/2018, alors que c'est l'évènement pluvieux de plus faible amplitude. Ainsi, des pluies de petites périodes de retour génèrent des transferts de MES importants.

CHAPITRE 2

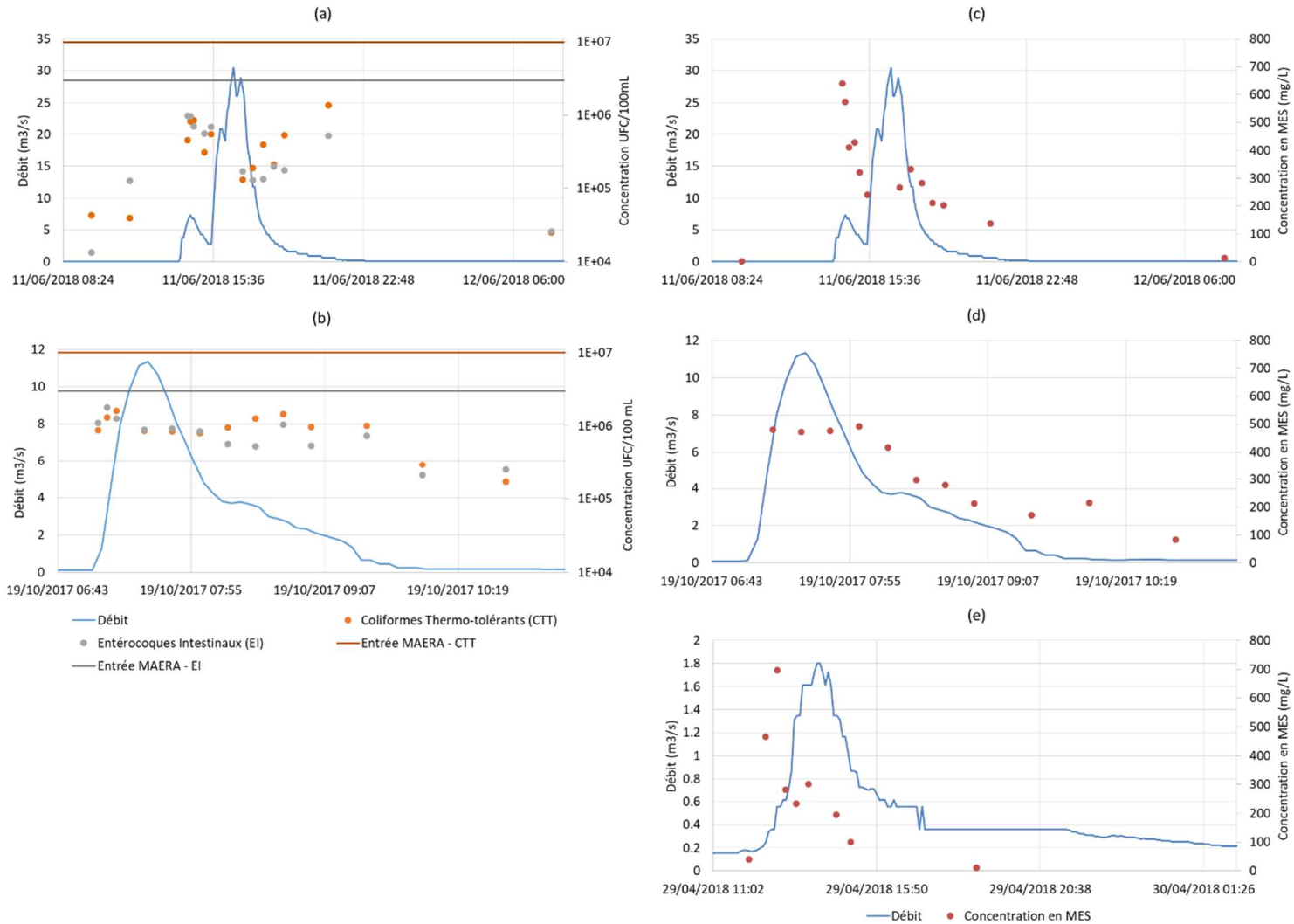


Figure 2.10 Débits et concentrations en BCF et MES mesurés à l'exutoire du bassin versant du Verdanson lors d'épisodes pluvieux. (a) & (c) Le 11/06/2018 (Cumul 73,5 mm). (b) & (d) Le 19/10/2017 (Cumul 35,6 mm). (e) Le 29/04/2018 (Cumul 16,1 mm).

2.3.2.3. Les matières en suspension comme vecteur de pollution

La Figure 2.11a présente les proportions de masses de HAP et d'organoétains exportés dans l'eau et dans les MES durant les évènements pluvieux. La masse d'organoétains transférés dans l'eau durant l'évènement du 19/10/2017 est évaluée à partir du volume écoulé et de la concentration moyenne de l'évènement (CME), calculée à partir des 11 prélèvements d'eau réalisés durant la crue. La masse d'organoétains transférés dans les MES est quant à elle calculée à partir de la masse totale de MES exportées et de la teneur en organoétains mesurée dans les MES collectées par centrifugation. Il s'avère que 50 à 98 % de la masse totale d'organoétains exportés est attachée aux MES.

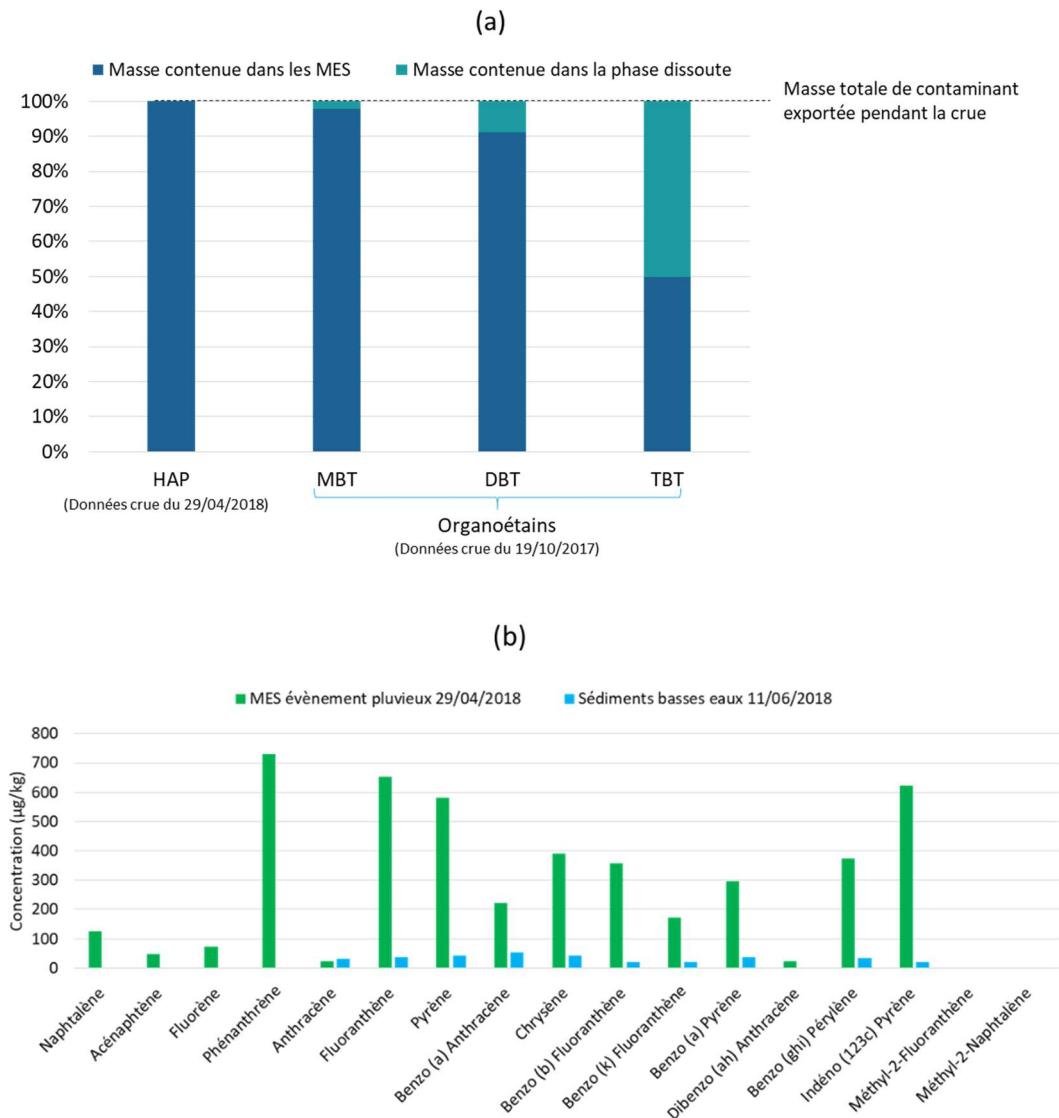


Figure 2.11 (a) Comparaison des teneurs en HAP et organoétains dans l'eau et les MES collectées par centrifugation lors des épisodes pluvieux. (b) Comparaison des teneurs en HAP mesurées dans les MES collectées par centrifugation le 29/04/2018 et les sédiments collectés dans le lit du cours d'eau en conditions de basses eaux le 11/06/2018

Concernant les HAP, l'intégralité de la masse transférée lors de l'évènement pluvieux du 29/04/2018 se trouve sous forme particulière. En effet, parmi les échantillons d'eau analysés, seulement 3 espèces de HAP sont quantifiées dans des concentrations très faibles, ce qui rend négligeable la masse totale de HAP transférée dans l'eau. En revanche, les MES collectées par centrifugation s'avèrent être fortement contaminées. Les 17 espèces de HAP recherchées sont détectées, et 15 d'entre elles sont quantifiées dans des concentrations largement plus élevées que celles retrouvées dans les sédiments collectés dans le lit du cours d'eau en conditions de basses eaux le 11/06/2018, comme le montre la Figure 2.11b. Bien que les données présentées dans cette figure proviennent de prélèvements de MES et de sédiments réalisés à des dates différentes, elles permettent d'illustrer l'importance des transferts de HAP dans les MES par temps de pluie. Toutefois, des campagnes d'échantillonnage supplémentaires avant et pendant des évènements pluvieux permettraient de préciser l'influence des conditions hydrologiques sur les flux de HAP.

2.3.3. Discussion

Cette étude met en exergue l'impact des espaces urbanisés sur les transferts de BTCF et de MES vers la zone côtière. Dans les petits affluents urbains, des valeurs de flux élevées sont observées, en particulier concernant les BTCF. Suite à un évènement pluvieux, même de faible intensité, les flux mesurés dans ces affluents augmentent fortement en raison de leur réponse hydrologique rapide. Dans le Lez, les valeurs de flux les plus élevées sont observées à l'aval de la zone urbaine. Les concentrations en BTCF et en MES observées par temps sec y sont du même ordre de grandeur que les mesures réalisées par le bureau d'étude Aquascop (Aquascop, 2014). Ce dernier a effectué des analyses mensuelles de différents indicateurs de la qualité de l'eau dans le cadre du suivi de la qualité du Lez suite à la mise en service de la station d'épuration MAERA et de son émissaire en mer. Les conclusions confirment la dégradation de la qualité de l'eau du Lez au passage de la zone urbaine (en aval du point L4) ; des signes d'eutrophisation y sont observés en termes de teneur en oxygène dissous, et les concentrations en HAP et ETM (cuivre, mercure, plomb et zinc) dans les sédiments y sont plus élevées.

Les échantillonnages réalisés à l'exutoire du bassin versant du Verdanson soulignent l'impact des conditions hydro-climatiques sur les flux de BTCF et de MES générés par ce bassin versant entièrement urbanisé. Les résultats sont cohérents avec de précédentes études,

qui montrent que les volumes ruisselés par temps de pluie expliquent 85 % de la variabilité des flux de MES dans les réseaux unitaires (Joannis et al., 2015) et 69 % dans les réseaux séparatifs (Shaw et al., 2010). Il s'avère que les flux bactériens moyens observés durant les épisodes pluvieux à l'aval du Verdanson sont inférieurs de seulement un ordre de grandeur aux flux observés à l'exutoire de tout le bassin versant Lez-Mosson lors de la crue de mars 2011. Ainsi, les résultats confirment le fait que la zone densément urbanisée de Montpellier contribue de façon majeure aux apports de contaminants à la zone côtière du GAM lors d'évènements pluvieux. Certaines études menées dans différents bassins versants indiquent par ailleurs que les crues sont responsables du transfert d'au moins 98 % de la charge polluante (Chu et al., 2011; Hannouche et al., 2017; McKergow et Davies-Colley, 2010; Reeves et al., 2004).

Le processus principal à l'origine des transferts de polluants par temps de pluie est le ruissellement sur les surfaces urbaines. Celui-ci contribue à la fois au lessivage des surfaces imperméables sur lesquelles les contaminants s'accumulent par temps sec (Egodawatta et al., 2009; Hengren et al., 2006; Wicke et al., 2012), et à la fois à la surcharge du réseau d'assainissement, provoquant la remise en suspension de sédiments et des débordements d'eaux usées vers les milieux récepteurs (Chebbo et al., 2001; Marsalek et Rochfort, 2004; Passerat et al., 2011). Ce dernier phénomène est particulièrement mis en évidence à l'exutoire du bassin versant du Verdanson, où la concentration moyenne en BTCF observée durant les évènements pluvieux est proche de celle mesurée dans le réseau d'assainissement à l'entrée de la station d'épuration MAERA. De plus, les CME en MES observées à l'exutoire du bassin versant du Verdanson sont largement plus élevées que celles mesurées aux exutoires de bassins versants équipés de réseaux d'assainissement séparatif dans les zones urbaines de Lyon, Nantes et Paris (Gasperi et al., 2014).

Les flux importants de BTCF et MES observés dans le bassin versant Lez-Mosson et plus particulièrement à l'exutoire du bassin versant du Verdanson lors des évènements pluvieux suggèrent que de nombreux autres contaminants sont générés par la zone urbaine et transférés jusqu'à la zone côtière du GAM. En effet, les quelques données disponibles de teneurs en HAP et organoétains dans les MES lors des échantillonnages de crue confirment le fait que la majeure partie de ces contaminants est transférée dans les MES.

Plusieurs études montrent également qu'une grande variété de contaminants s'adsorbent sur les MES, tels que les éléments trace métalliques, résidus médicamenteux, hydrocarbures aromatiques polycycliques, ou encore retardateurs de flamme (Czemiel Berndtsson, 2014; Gasperi et al., 2014; Zgheib et al., 2012). Il apparaît également que les flux de MES sont corrélés aux flux de BTCF à l'exutoire du bassin versant du Verdanson. Bien que les dynamiques des concentrations soient différentes, un coefficient de détermination de 0,96 est observé entre les valeurs transformées en \log_{10} des flux de MES et flux de coliformes thermo-tolérants. Ce constat est cohérent avec les résultats obtenus par Huey et Meyer (2010) et McKergow et Davies-Colley (2010).

En perspective de cette étude, l'acquisition de données additionnelles dans le bassin versant Lez-Mosson et particulièrement à l'aval du Verdanson lors d'évènements pluvieux permettrait de confirmer les résultats obtenus et de rendre possible le calage d'un modèle hydrologique semi-distribué en vue de soutenir la gestion intégrée des eaux pluviales en zone urbaine. Cela nécessiterait la quantification des incertitudes associées aux mesures de flux, qui proviennent des mesures de débit, en fonction de la méthode utilisée (ADCP, courantomètre électromagnétique ou capteur radar de hauteur d'eau et courbe de tarage), et des mesures de concentrations en BTCF et en MES, qui dépendent principalement de l'hétérogénéité spatiale des concentrations dans la section d'écoulement. Par ailleurs, dans cette étude les mesures de débit et de concentration lors des campagnes spatiales ont été réalisées à des instants différents de la journée, ce qui peut augmenter l'incertitude associée aux valeurs de flux. Durant les évènements pluvieux, la fréquence d'échantillonnage et la méthode de calcul du flux moyen peuvent également avoir une influence sur les résultats (Salles et al., 2008).

2.4. Conclusion

Maintenir une bonne qualité des eaux récréatives et piscicoles est un enjeu crucial en zone littorale. Dans une première partie, ce chapitre analyse l'impact d'épisodes pluvieux intenses sur les apports de BTCF au GAM. Un modèle de régression linéaire est développé pour quantifier les flux de coliformes thermo-tolérants et les entérocoques intestinaux aux exutoires du bassin versant en fonction de l'IPA. Celui-ci résulte de la somme pondérée des précipitations enregistrées durant les jours antécédents. Le modèle se base sur la stationnarité temporelle de l'aménagement du territoire durant la période de modélisation.

Les incertitudes de mesures sont intégrées dans la modélisation afin d'estimer un intervalle de confiance associé aux sorties du modèle.

Les flux de BTCF observés augmentent significativement avec l'IPA, et les valeurs les plus élevées ont été mesurées lors de deux évènements de crue en 2010 et 2011. De plus, les estuaires des fleuves sont les sources principales d'apports de BTCF comparés aux lagunes côtières qui présentent un effet tampon important. Les sorties du modèles montrent que (1) plus de 80 % de la variance des flux bactériens est expliquée par l'IPA, (2) en moyenne 2 évènements pluvieux par saison estivale causent l'augmentation de plus d'une unité log des flux de BTCF arrivant à la zone côtière, (3) les flux de BTCF provenant du bassin versant deviennent la source majeure de contaminants bactériens durant les évènements pluvieux par rapport aux effluents rejetés par l'émissaire en mer de la station d'épuration MAERA. De plus, le bassin versant Lez-Mosson est reconnu comme contribuant fortement aux apports de BTCF au GAM, en raison de la zone densément urbanisée de Montpellier.

La seconde partie de ce chapitre se focalise sur le bassin versant Lez-Mosson pour caractériser les flux de BTCF et de MES dans les différents cours d'eau traversant la zone urbaine. Il apparait que les évènements pluvieux de faible période de retour ont un impact significatif sur les flux de polluants, notamment dans les petits affluents urbains. En outre, les concentrations en BTCF et MES augmentent fortement durant les épisodes pluvieux à l'exutoire du bassin versant du Verdanson, qui est entièrement urbanisé. Les résultats confirment également que les MES sont responsables du transfert d'une part majeure de contaminants tels que les HAP et les organoétains.

Bien que l'analyse descriptive des données acquises permette de confirmer l'impact des conditions hydro-climatiques sur les flux de BTCF et de MES générés par un bassin versant urbanisé, davantage de données permettraient d'approfondir les conclusions énoncées dans ce chapitre. L'ambition initiale de ce projet était d'échantillonner un plus grand nombre d'épisodes pluvieux à l'exutoire du bassin versant du Verdanson et également de mesurer des flux de BTCF et de MES en d'autres points du bassin versant en conditions de hautes eaux. Cependant, divers obstacles, tels que des difficultés organisationnelles, mais surtout les coûts liés aux analyses des prélèvements nous ont amené à réduire les campagnes d'échantillonnage initialement prévues.

Afin de réduire les flux de contaminants mis en évidence dans ce chapitre, il apparaît nécessaire de limiter le ruissellement urbain en repensant l'aménagement du territoire et les pratiques de gestion des eaux pluviales. Des outils de modélisation sont requis par les acteurs locaux pour soutenir la mise en place de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales. Bien que le modèle statistique développé en première partie à l'échelle du GAM permette d'anticiper de fortes augmentations des flux de BTCF en fonction des conditions météorologiques, un tel modèle ne permet pas la prise en compte de l'évolution des espaces urbanisés sur le bassin versant. Ainsi, il est nécessaire de développer un outil de modélisation à base physique ou conceptuelle et à échelle plus fine pour analyser les impacts de scénarii de gestion du ruissellement urbain sur les flux de contaminants. C'est pourquoi la suite de la thèse se place à l'échelle du bassin versant du Verdanson pour construire un modèle hydrologique capable d'évaluer les impacts de scénarii d'aménagement des espaces urbains sur les flux de MES.

CHAPITRE 3 Méthode de représentation des espaces urbains pour la modélisation des flux de matières en suspension

3.1. Objectifs

Pour soutenir les gestionnaires dans la réduction des transferts de contaminants, la suite de la thèse vise à construire un outil de modélisation hydrologique capable d'évaluer les impacts de scénarii de gestion du ruissellement urbain. Le travail de modélisation se place à l'échelle temporelle des évènements pluvieux, étant donné que ces derniers engendrent les flux de contaminants les plus importants (cf Chapitre 2). De plus, l'étude se concentre sur la modélisation des flux de matières en suspension (MES), en tant que vecteur principal de pollution en zone urbaine (Bressy et al., 2012; Chebbo et Gromaire, 2004) largement utilisé dans le cadre de modélisation de la qualité du ruissellement urbain (Zoppou, 2001).

Etant donné qu'un des enjeux majeurs de la modélisation des flux de contaminants en zone urbaine est la représentation de l'hétérogénéité spatiale des processus de transfert (Bonhomme et Petrucci, 2017), il apparaît nécessaire de baser la construction du modèle sur une analyse pertinente de l'occupation du sol. Ainsi, la première partie de ce chapitre vise à développer une méthode de classification des surfaces urbaines adaptée à l'étude des processus de lessivage des MES à l'échelle d'un bassin versant. En adaptant les règles classiques de télédétection, une stratégie d'échantillonnage est appliquée à une carte d'utilisation du sol déjà existante. Se voulant simple à mettre en œuvre et applicable à d'autres territoires, la méthode est d'abord présentée de façon générale puis appliquée au bassin versant du Verdanson.

Se pose ensuite la question de l'intégration des données d'occupation du sol dans la modélisation hydrologique. Le logiciel Storm Water Management Model (SWMM) est utilisé pour comparer une méthode d'agrégation des surfaces urbaines en « unités de réponse qualité » (URQ) à la façon classique de discrétiser un bassin versant en « unités de réponse hydrologique » (URH). L'objectif premier est d'évaluer la capacité des URQ à reproduire

des hydrogrammes observés. Puis, se pose la question de la conceptualisation des processus de transfert des contaminants sur les surfaces urbaines. Les modèles conceptuels retenus sont tous largement discutés dans la littérature (McGrane, 2016; Zoppou, 2001), le modèle accumulation/lessivage étant le plus utilisé. Les processus d'accumulation ne sont pas analysés ici car les simulations sont lancées à l'échelle de l'évènement pluvieux (cf section 3.3.6.1). Au début de chaque épisode, le stock initial de MES peut être considéré comme ayant atteint son maximum (Shaw et al., 2010). Le deuxième objectif est uniquement de mesurer la sensibilité du modèle exponentiel de lessivage à la méthode de discrétisation d'un bassin versant. Ce travail est d'abord réalisé à l'échelle du sous-bassin versant du Château d'O, qui est équipé d'un réseau d'assainissement séparatif. La comparaison des deux méthodes est ensuite étendue à l'échelle du bassin versant du Verdanson.

Ce chapitre est basé sur la traduction de l'article «An original urban land cover representation and its effects on rain event based runoff and TSS modelling », publié dans la revue *Journal of Hydrology* (Annexe 4).

3.2. Analyse de l'occupation du sol urbaine selon les processus de lessivage des matières en suspension

3.2.1. Une nomenclature adaptée

Les processus de lessivage des MES sont fortement influencés par le type d'occupation du sol en zone urbaine (Fraga et al., 2016). Bien que de nombreuses cartes d'utilisation du sol soient déjà existantes, leurs nomenclatures ne représentent pas les processus de génération du ruissellement et de lessivage des MES sur les différentes surfaces urbaines. Ainsi, la première partie de ce chapitre vise à classifier l'occupation du sol selon une nomenclature adaptée à la modélisation de la génération de ruissellement et des flux de MES.

Le premier niveau de la nomenclature proposée est basé sur les deux surfaces hydrologiques généralement définies pour décrire les processus de génération du ruissellement : (1) les surfaces perméables, où l'eau s'infiltré, et (2) les surfaces imperméables. Ces surfaces seront par la suite appelées Unités de Réponse Hydrologique (URH). Largement utilisé en modélisation hydrologique, ce concept est utilisé pour décrire des surfaces uniformes en termes de sols et type d'utilisation du sol (Salvadore et al., 2015). A partir de cette classification, un second niveau de nomenclature est développé en fonction

des processus de lessivage des MES, définissant les Unités de Réponse Qualité (URQ). En effet, la nature et les concentrations de MES diffèrent en fonction des types de surfaces urbaines. Par exemple, les toitures relarguent des quantités significatives de matières en suspension associées à certains éléments traces métalliques (Charters et al., 2016). Le trafic routier cause quant à lui le transfert de matières en suspension associées à des hydrocarbures aromatiques polycycliques (Egodawatta et al., 2007). En outre, les processus de lessivage des MES sont influencés par la génération du ruissellement sur différentes surfaces urbaines ; une toiture terrasse a généralement une grande capacité de stockage, tandis que les toitures pentues ne permettent aucune rétention d'eau. De plus, la pente moyenne des routes varie de celle des parkings qui sont le plus souvent plats pour limiter les risques d'accidents. Ne permettant aucune infiltration, les piscines peuvent être considérées comme des surfaces imperméables associées à des pertes initiales importantes. Les surfaces imperméables restantes, sans trafic routier et ne présentant pas de caractéristiques hydrologiques spécifiques, peuvent être regroupées en « espaces piétonniers ». Enfin, les surfaces perméables représentent les espaces naturels tels que les forêts, espaces enherbés, sols nus ainsi que les jardins, parcs et cimetières. Bien que ces surfaces soient associées à des coefficients de ruissellement différents, elles sont regroupées dans une même classe de la nomenclature. En effet, l'objet de cette étude est d'étudier les contributions des surfaces imperméables au transfert des MES. La nomenclature ainsi obtenue est présentée dans le Tableau 3.1.

Tableau 3.1 Nomenclature utilisée pour la classification de l'occupation du sol

Niveau 1 (unités de réponse hydrologique)	Niveau 2 (unités de réponse qualité)
Surfaces imperméables	Toitures pentues
	Toitures terrasses
	Routes
	Parkings
	Espaces piétonniers
	Espaces en eau (Piscines)
Surfaces perméables	Surfaces perméables

3.2.2. Une méthode efficace d'analyse de l'occupation du sol

Afin de construire un modèle hydrologique basé sur la nomenclature précédemment présentée, il est nécessaire de connaître les surfaces de chaque classe au sein d'un bassin versant donné. De nombreuses méthodes de télédétection existent pour l'identification des URQ en zone urbaine (Chankon et al., 2015; Jacqueminet et al., 2013). La photo-interprétation aérienne est très précise mais aussi très chronophage, à moins que la zone d'étude ne soit très petite. Les méthodes d'extraction automatique peuvent quant à elles être difficiles à mettre en œuvre et associées à différentes incertitudes causées par les ombres et la distorsion des images (Weng, 2012). En conséquence, la cartographie existante des zones urbaines peut représenter une base intéressante pour l'analyse de l'occupation du sol. Cependant, leurs nomenclatures ne sont pas directement utilisables pour la modélisation des transferts de MES sur les différentes surfaces urbaines. La définition d'une relation universelle entre les classes d'utilisation du sol et les URH est très complexe (Ackerman et Stein, 2008). En effet, cette relation dépend des règles de photo-interprétation utilisées pour définir les classes d'utilisation du sol et des caractéristiques spécifiques de la zone urbaine à étudier. C'est pourquoi la méthode développée dans ce chapitre consiste à identifier les URQ depuis une carte existante d'utilisation du sol, en définissant des zones-échantillons au sein desquelles les surfaces urbaines peuvent être manuellement délimitées par photo-interprétation. Les proportions des différentes surfaces urbaines obtenues dans les zones-échantillons sont ensuite extrapolées au bassin versant entier.

Les règles générales de télédétection sont utilisées pour l'analyse. Une stratégie d'échantillonnage stratifié est développée en définissant un nombre de zones-échantillons associées aux classes de la nomenclature existante. Ce nombre est fixé proportionnellement à la surface représentée par chaque classe. La surface totale des zones-échantillons représente plus de 4 % de la surface totale du bassin versant. Au sein de chaque classe d'utilisation du sol, les zones-échantillons sont définis comme étant des cercles d'1 ha de surface et sont distribués aléatoirement. Concernant les classes très peu représentées, l'analyse est directement réalisée dans le polygone associé. Une fois les zones-échantillons placées, l'identification des surfaces urbaines est réalisée par photo-interprétation à partir de photographies aériennes. Les résultats obtenus sont étendus aux classes de la nomenclature existante puis au bassin versant. Lorsqu'une classe d'utilisation du sol est associée

à une seule zone-échantillon, les résultats de la photo-interprétation sont directement appliqués à la classe entière. Dans le cas de plusieurs zones-échantillons au sein d'une même classe d'utilisation du sol, les surfaces de chaque occupation du sol sont moyennées sur les différentes zones-échantillons. Par exemple, 5 zones-échantillons de 1 ha sont définies dans la classe « Habitat discontinu mixte ». Les surfaces des parkings obtenues par photo-interprétation sont 0,08, 0,11, 0,06, 0,04 et 0,08 ha. La proportion de parkings alors associée à la classe « habitat discontinu mixte » est $100 \cdot (0,08 + 0,11 + 0,06 + 0,04 + 0,08) / 5 = 7,4 \%$. La méthode d'analyse de l'occupation du sol est illustrée en Figure 3.1.

3.2.3. Application de la méthode au bassin versant du Verdanson

L'application de la méthode d'analyse de l'occupation du sol est réalisée à l'échelle du bassin versant du Verdanson, discrétisé en 23 sous-bassins versants. Leurs délimitations et caractéristiques géographiques sont définies à partir du modèle numérique de terrain (5 m) produit entre 2008 et 2015, qui provient de la base de données RGE ALTI®. La carte existante d'utilisation du sol est basée sur la nomenclature SPOT THEMA et est fournie par Montpellier Méditerranée Métropole. Par ailleurs, d'autres données SIG utilisées proviennent de la BD ORTHO®, qui contient notamment des photos aériennes d'une résolution de 0,5 m, et de la BD TOPO®, qui contient les délimitations du bâti (cartes produites en 2015) et des routes (carte produite entre 2012 et 2017).

Le Tableau 3.2 donne le nombre de zones-échantillons associées aux classes de la nomenclature SPOT THEMA proportionnellement à leur surface dans le bassin versant du Verdanson. Cinq classes ne sont pas associées à des zones-échantillons car elles sont très peu représentées. Concernant le réseau routier principal et les parkings, ces classes peuvent être directement transférées aux URQ correspondantes. Le réseau ferroviaire dans la zone d'étude est la voie de tramway, qui peut être considéré pour moitié en revêtements imperméables et pour moitié en zone enherbée. Enfin, les espaces verts sont des surfaces perméables. Au total, les zones-échantillons représentent 4,45 % de la surface du bassin versant du Verdanson. La photo-interprétation réalisée dans les zones-échantillons est basée sur des photographies aériennes de la BD ORTHO®, qui est utilisée pour estimer les surfaces imperméables en France (Jacqueminet et al., 2013).

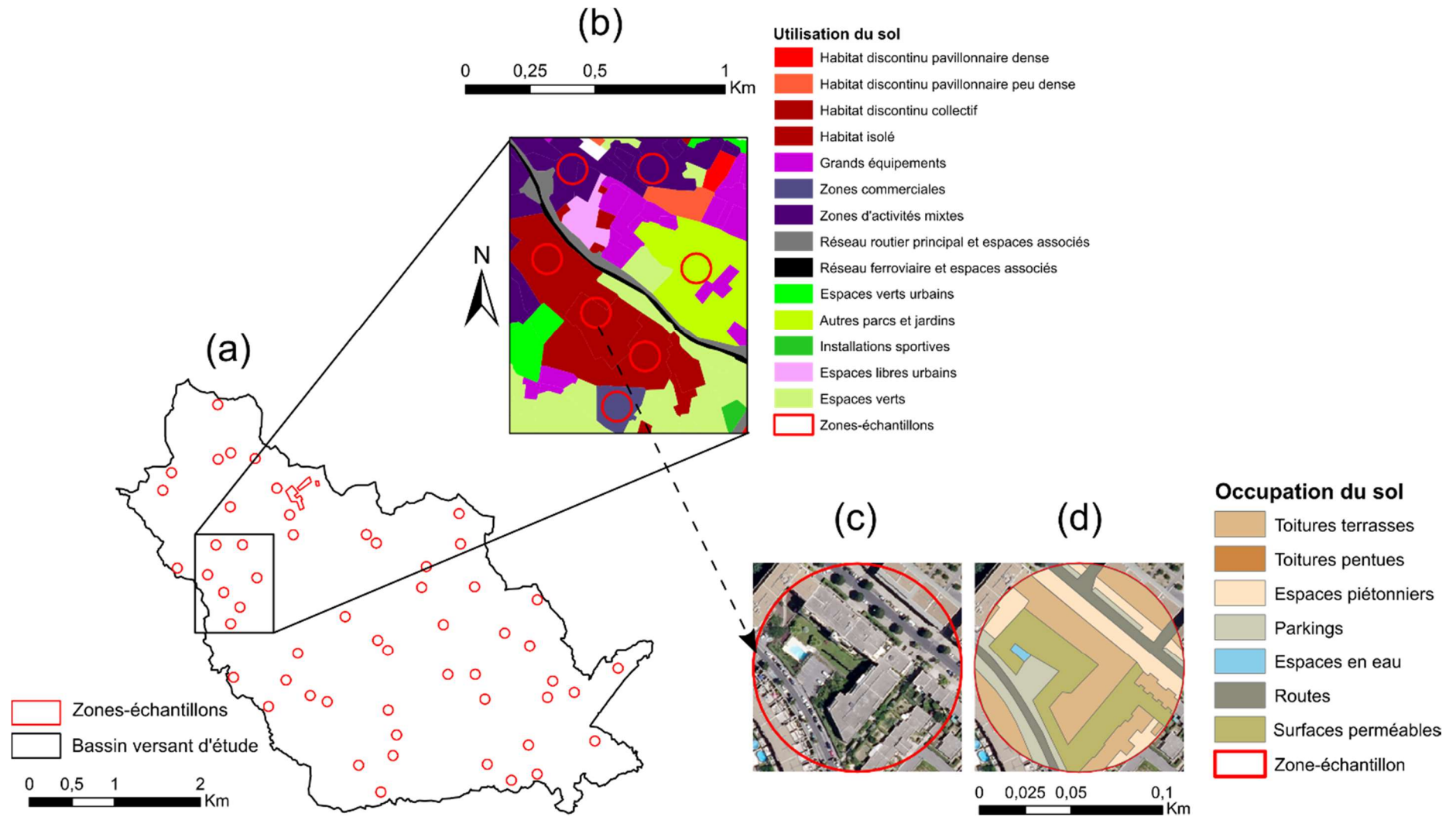


Figure 3.1 Illustration de la méthode d'échantillonnage stratifié utilisée pour l'analyse de l'occupation du sol. (a) Localisation aléatoire des zones-échantillons dans le bassin versant du Verdanson. (b) Localisation des zones-échantillons sur une carte d'utilisation du sol existante (ici, la nomenclature SPOT THEMA utilisée par la Métropole de Montpellier). (c) Photographie aérienne d'une zone-échantillon (provenant ici de la BD ORTHO®). (d) Résultats de la photo-interprétation

Tableau 3.2 Nombre de zones-échantillons associées aux classes de la nomenclature SPOT THEMA dans le bassin versant du Verdanson

Classes de la nomenclature SPOT THEMA	Surface (ha)	Nombre de zones- échantillons
Tissu urbain continu	59,3	3
Habitat discontinu pavillonnaire dense	217,3	8
Habitat discontinu pavillonnaire peu dense	73,7	3
Habitat discontinu collectif	293,0	11
Habitat discontinu mixte	127,2	5
Habitat isolé	6,3	1
Grands équipements	260,1	9
Parkings	83,2	0
Zones industrielles	5,2	1
Zones commerciales	3,8	1
Parcs technologiques et zones d'activité tertiaire	43,5	3
Zones mixtes d'activités	34,3	3
Réseau routier principal et espaces associés	82,4	0
Réseau ferroviaire et espaces associés	18,0	0
Chantiers	12,6	1
Espaces verts urbains	47,8	3
Autres parcs et jardins	20,0	1
Installations sportives	36,9	2
Espaces libres urbains	39,0	2
Espaces verts	138,5	0
Espaces en eau	0,46	0

Les résultats obtenus dans le bassin versant du Verdanson sont présentés en Figure 3.2. Avec 57,9 % de surfaces imperméables, le bassin versant est largement recouvert par des toitures, avec 13,4 % de toitures terrasses et 7,1 % de toitures pentues, ainsi que des routes et des parkings, qui représentent respectivement 14,7 et 12,9 % de la surface totale (Figure 3.2a). A plus petite échelle, le bassin versant du Château d'O présente un coefficient d'imperméabilisation légèrement plus faible (50,9 %) et une répartition différente des surfaces de toiture (Figure 3.2b). En effet, le quartier étant récent, les bâtiments à toiture terrasse ont été privilégiés et les toitures pentues représentent une surface très faible (1,9 %). L'occupation du sol est également différente entre les 5 sous-bassins versants du Château d'O (Figure 3.2c). Celui situé en amont, « Gimel », est le plus perméable (85,9 %). Les 2 bassins versants appelés « Malbosc 3 » et « Malbosc 2 » sont caractérisés par des zones résidentielles et commerciales, avec un coefficient d'imperméabilisation supérieur à 70 %. La plus faible part de surfaces imperméables dans le bassin versant « Malbosc » est due à une zone qui n'est pas encore urbanisée. Enfin, 61,6 % de surfaces perméables décrivent le bassin versant « Domaine d'O », en raison d'un parc aménagé de 23 ha.

3.2.4. Validation de la méthode d'analyse de l'occupation du sol

Une validation de la méthode est réalisée en comparant les surfaces estimées avec des surfaces de référence provenant de la BD TOPO® (Figure 3.3). Cette base de données est le référentiel géographique national et contient les délimitations du bâti, des routes, parkings et espaces verts. Comme aucune distinction n'est faite dans la BD TOPO® entre les toitures terrasses et les toitures pentues, les surfaces estimées de ces deux URQ ont été jointes pour réaliser la validation. Par contre, les routes sont directement comparées entre surfaces estimées et surfaces de référence. Concernant les parkings, aucune comparaison ne peut être faite car la BD TOPO® ne recense que les parkings ayant une superficie supérieure à 0,5 ha. Similairement, les surfaces perméables estimées ne peuvent être comparées aux espaces verts de la BD TOPO® car ils ne représentent que les zones de forêts supérieures à 500 m². Enfin, les espaces piétonniers ne correspondent à aucune donnée de la BD TOPO®. Par conséquent, la validation est réalisée en comparant les routes et les toitures, qui sont les principales surfaces imperméables représentées dans la zone d'étude. En effet, au sein des 23 sous-bassins versants du Verdanson, les surfaces de routes et toitures combinées représentent entre 21 et 58 % de leurs surfaces.

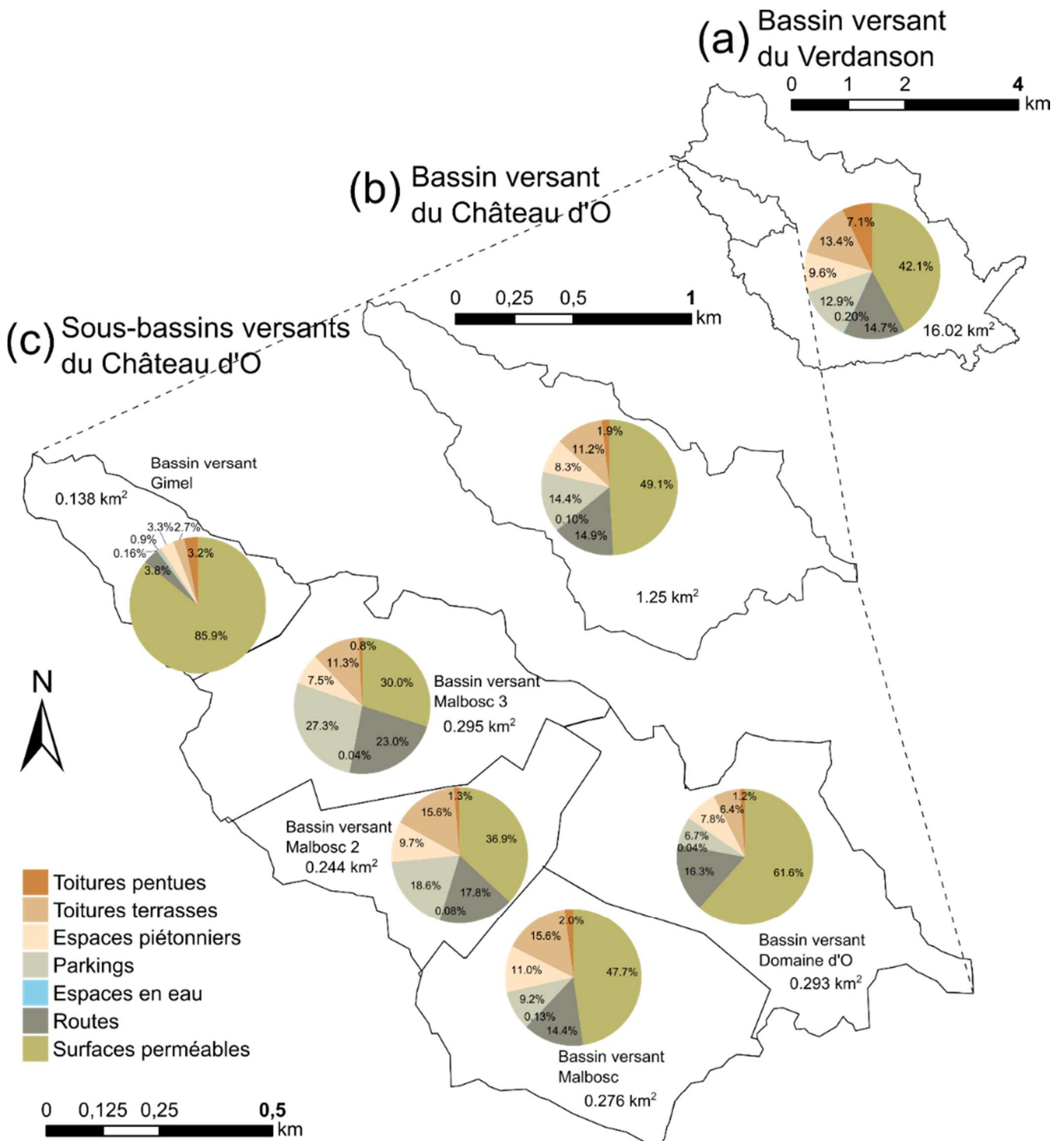


Figure 3.2 Répartition des unités de lessivage au sein de la zone d'étude. (a) Bassin versant du Verdanson. (b) Bassin versant du Château d'O. (c) Sous-bassins versants du Château d'O.

La Figure 3.3a montre une corrélation significative entre les surfaces estimées et de référence. En effet, la distribution suit la droite de pente 1. La performance de la méthode est illustrée par les coefficients de Pearson calculés pour les surfaces de routes et de toitures qui valent respectivement 0,97 et 0,98. Les valeurs absolues de l'erreur relative associée aux surfaces estimées est représentée en Figure 3.3b. L'erreur médiane vaut 14,1 % concernant les routes et 11 % pour les toitures. Concernant la surface totale du bassin versant du Verdanson, l'erreur associée aux surfaces de routes est de 10,2 % tandis qu'elle vaut 10,0 % en ce qui concerne les surfaces de toitures. De plus, la Figure 3.3b montre que 70 % des erreurs sont inférieures à 20 %. Une valeur extrême est observée pour les surfaces de routes, qui doit cependant être relativisée car elle est obtenue dans le sous-bassin versant le plus petit de la zone d'étude (3.5 ha).

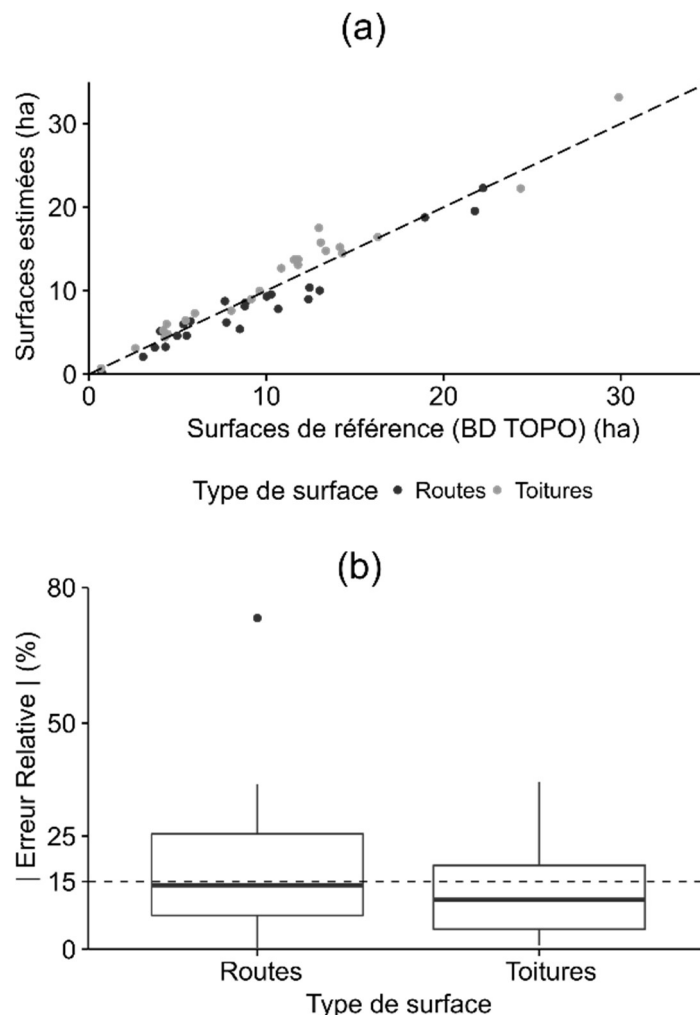


Figure 3.3 Validation de la méthode utilisée pour l'analyse de l'occupation du sol dans les 23 sous-bassins versants du Verdanson. (a) Comparaison des surfaces estimées et surfaces de références concernant les routes et les toitures. La pente de la droite en pointillés est 1:1. (b) Boîtes à moustaches des erreurs calculées à partir de la BD TOPO®.

Les erreurs observées entre les surfaces estimées et celles de la BD TOPO® mettent en avant la difficulté de comparer des cartes ayant des nomenclatures et règles de photo-interprétation différentes. Par exemple, dans les zones-échantillons les routes sont directement délimitées par photo-interprétation alors qu'elles sont définies comme des segments associés à des largeurs dans la BD TOPO®. De plus, l'identification des toitures peut être associée à des incertitudes causées par des ombres et la distorsion des images (Weng, 2012). Bien qu'un grand nombre de zones-échantillons soient analysées dans ce chapitre, il est à noter que la variabilité des occupations du sol au sein des classes de la nomenclature SPOT THEMA peut engendrer des incertitudes. Dans leur étude, Ackerman et Stein (2008) ont mis en évidence la difficulté de définir une relation entre le coefficient d'imperméabilisation et des classes d'utilisation du sol telles que « zones résidentielles » ou « zones commerciales ». Cependant, il est intéressant d'observer que les résultats obtenus ici sont cohérents avec les règles utilisées pour définir la nomenclature SPOT THEMA. Par exemple, le « tissu urbain continu » représente les zones où le bâtiment et les surfaces à revêtements artificiels couvrent la quasi-totalité du sol. Le coefficient d'imperméabilisation y vaut 92 %, avec 53 % de toitures, 26 % d'espaces piétonniers et 13 % de routes. De plus, 43 % de surfaces perméables sont obtenues dans les classes « Habitat discontinu », où l'espace est partagé entre des espaces végétalisés, du sol nu et du bâti. Enfin, la classe « Habitat discontinu collectif » correspond majoritairement à des immeubles, ce qui se traduit par un fort pourcentage de toitures terrasses (25 %).

La méthode d'échantillonnage stratifié d'analyse de l'occupation du sol donne des résultats satisfaisants au regard des besoins de la modélisation hydrologique. Les performances obtenues à travers la comparaison des surfaces estimées et de la BD TOPO® sont cohérentes avec d'autres études utilisant différentes techniques. En Thaïlande, des précisions de 75,21 % et 88,30 % ont été obtenues par Chankon et al. (2015) en délimitant respectivement les surfaces de routes et toitures. En France, Jacqueminet et al. (2013) ont obtenu des performances similaires en utilisant trois méthodes semi-automatiques de télédétection pour délimiter les toitures et routes dans un bassin versant urbain. Les résultats d'une analyse de l'occupation du sol dépendent systématiquement des données disponibles et des méthodes utilisées, que ce soit de la photo-interprétation manuelle ou des techniques automatiques (Weng, 2012). Dans le cadre de la modélisation hydrologique, les incertitudes

associées aux données d'occupation du sol peuvent avoir un impact significatif sur les hydrogrammes simulés, bien que ces impacts puissent être atténués par le paramétrage du modèle (Beighley et al., 2009).

3.3.Représentation de l'occupation du sol urbaine dans la modélisation hydrologique

La méthode d'analyse de l'occupation du sol permet de connaître les proportions de différents types de surfaces urbaines au sein d'un bassin versant. La question concerne maintenant la construction d'un modèle hydrologique basé sur ces données pour mieux décrire les processus de lessivage à l'échelle du bassin versant et permettre l'étude des impacts de scénarii de changement dans différents espaces urbanisés. Le logiciel SWMM est utilisé pour comparer les hydrogrammes et pollutogrammes simulés par deux méthodes de discrétisation d'un bassin versant en unités de réponse hydrologique (URH) ou en unité de réponse qualité (URQ).

3.3.1. Présentation du Storm Water Management Model

Le logiciel Storm Water Management Model (SWMM) est utilisé dans cette partie pour étudier l'influence de la représentation de l'occupation du sol sur les flux de MES simulés. SWMM est un modèle hydrologique semi-distribué utilisé pour simuler la quantité et la qualité du ruissellement en zone urbaine. Le choix de ce modèle se base sur sa capacité à modéliser la qualité du ruissellement urbain via les modules d'accumulation et de lessivage de contaminants, ainsi que sur son utilisation répandue parmi les scientifiques. De plus, c'est un des seuls modèles hydrologiques semi-distribués qui est facilement accessible (Niazi et al., 2017). Ainsi, la méthode de représentation de l'occupation du sol présentée ici pourra facilement être réappliquée. Un bassin versant (appelé sous-bassin) est conceptualisé comme une surface rectangulaire ayant une pente et une largeur uniformes (Rossman, 2015). Le principe de conservation de la masse est appliqué sur trois types de surfaces hydrologiques pour générer du ruissellement ; les surfaces perméables, imperméables et imperméables sans pertes initiales.

Le module qualité est utilisé pour simuler les concentrations en MES dans les eaux de ruissellement. Ce module est divisé en deux sous-modules d'accumulation et de lessivage qui sont associés à des catégories d'occupation du sol. Ces dernières sont représentées

au sein du sous-bassin par un pourcentage de la surface totale, indépendamment des surfaces hydrologiques. Ainsi, l'occupation du sol définie dans le module qualité n'affecte pas la génération du ruissellement mais seulement la concentration en polluants, qui est calculée à l'échelle du sous-bassin entier. Bien que de nombreuses études aient obtenu de bonnes performances pour simuler les hydrogrammes en découpant un bassin versant en sous-bassins selon les surfaces hydrologiques, d'autres ont mis en exergue la nécessité de décrire plus précisément l'occupation du sol dans la modélisation des flux de MES (Liu et al., 2012; Niazi et al., 2017). La méthode présentée ici consiste donc à discrétiser un bassin versant urbain en sous-bassins homogènes du point de vue de leur capacité de lessivage des MES. Ces sous-bassins sont dénommés unités de réponse qualité (URQ).

3.3.2. Méthode de discrétisation d'un bassin versant en unités de réponse hydrologique et en unités de réponse qualité

Les deux représentations de l'occupation du sol étudiées dans ce chapitre sont illustrées en Figure 3.4. D'un côté, la Figure 3.4a représente un sous-bassin comme un rectangle équivalent, c'est-à-dire comme un rectangle ayant des caractéristiques géométriques représentatives du sous-bassin. Cette représentation correspond à la description standard utilisée dans le logiciel SWMM. La largeur est calculée à partir de la surface et de la plus grande longueur d'écoulement. Les trois surfaces hydrologiques correspondant aux URH sont représentées. Les surfaces imperméables correspondent à la somme des surfaces de toitures terrasses, espaces piétonniers, parkings, espaces en eau et routes. Les surfaces imperméables sans pertes initiales correspondent aux toitures pentues, alors que les surfaces perméables représentent toutes les surfaces où l'eau peut s'infiltrer. Le ruissellement généré par chacune des surfaces hydrologiques est directement transféré vers l'exutoire. D'un autre côté, la Figure 3.4b illustre la représentation du même bassin versant en URQ. Les longueurs d'écoulements sont estimées pour chaque URQ. Comme aucune caractéristique géométrique spécifique n'est associée aux espaces piétonniers, parkings, toitures terrasses et surfaces perméables, le ratio entre la longueur d'écoulement et la largeur de ces unités est gardé le même que le ratio calculé à l'échelle du bassin versant. La longueur d'écoulement des toitures pentues correspond à la longueur maximale de toit permise par la législation. Quant aux routes, la longueur d'écoulement est choisie comme étant la même que celle du bassin versant. Enfin, une valeur de 10 m est définie comme longueur d'écoulement

associée aux espaces en eau, majoritairement représentés par des piscines, qui ne contribuent pas à la génération de ruissellement sauf si un débordement survient.

3.3.3. Paramètres hydrologiques associés aux unités de réponse hydrologique et aux unités de réponse qualité

Les paramètres hydrologiques du modèle sont pré-estimés à partir de considérations physiques. Les relations entre les paramètres associés aux URH et URQ sont présentées dans le Tableau 3.3. Alors que la pente moyenne du bassin versant est attribuée aux routes, espaces piétonniers et surfaces perméables, une forte pente caractérise les toitures pentues. A l'inverse, les toitures terrasses sont associées à une faible pente de 0,01 %. De plus, les parkings étant généralement aussi plats que possible selon la topographie pour limiter le risque d'accident, leur pente est définie comme valant un dixième de la pente du bassin versant. Concernant le coefficient de Manning attribué aux URQ, il est estimé à partir de la rugosité des matériaux ainsi que les équations de Nikuradze, Darcy-Weisbach et Manning-Strickler. Les pertes initiales des routes, parkings et espaces piétonniers sont définis selon la rugosité et la dégradation des matériaux. Par ailleurs, les pertes initiales associées aux toitures terrasses peuvent être élevées, en particulier lorsque les toitures sont dimensionnées pour la rétention d'eaux de pluie. Dans ce cas, une partie de l'eau de pluie s'évapore et l'autre partie est restituée à débit moindre au réseau. Enfin, la méthode du Curve Number (CN) est utilisée pour simuler l'infiltration. Le CN varie en fonction du type de sol et des conditions d'humidité du sol. Le bassin versant d'application présente un sol de type C. Une valeur unique de 50 est attribuée à toutes les surfaces perméables à partir de la littérature (Rossman, 2015).

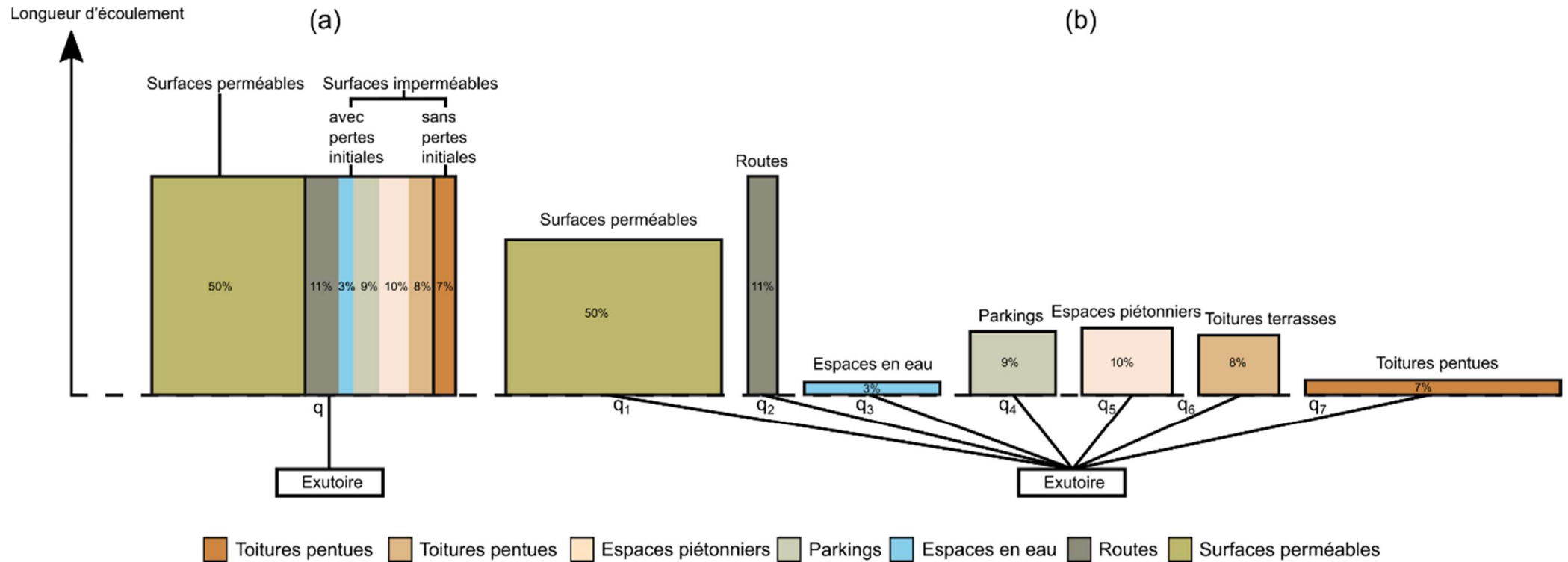


Figure 3.4 (a) Représentation d'un bassin versant en unités de réponse hydrologique. (b) Représentation du même bassin versant discrétisé en unités de réponse qualité.

CHAPITRE 3

Tableau 3.3 Paramètres hydrologiques définis pour les deux représentations de l'occupation du sol.

	Unités de réponse hydrologique (Surfaces perméables et imperméables)	Unités de réponse qualité						
		Routes	Toitures pentues	Toitures terrasses	Parkings	Espaces piétonniers	Surfaces perméables	Espaces en eau
Surface (ha)	Définie par la méthode d'échantillonnage stratifié utilisée pour l'analyse de l'occupation du sol							
Longueur d'écoulement (m)	Chemin de l'eau le plus long dans le bassin versant	Longueur d'écoulement du bassin versant	Estimée à l'aide de la législation locale (12)		Même ratio longueur/largeur que le bassin versant			10
Pente (%)	Pente moyenne du bassin versant	Pente moyenne du bassin versant	Estimée à l'aide de la législation locale (30)	0,01	Un dixième de la pente moyenne du bassin versant	Pente moyenne du bassin versant	Pente moyenne du bassin versant	-
Surfaces imperméables (%)	Correspond à la surface des toitures terrasses, routes, toitures pentues, parkings, espaces piétonniers et espaces en eau	100	100	100	100	100	-	100
Coefficient de Manning	Calculé à partir des coefficients de Manning des UL selon la formule d'Einstein (1934) : $n = \left(\frac{1}{l} * \sum_i l_i * n_i^{\frac{3}{2}} \right)^{\frac{2}{3}}$ Où n est le coefficient de Manning et l est la largeur de l'unité considérée	0,033	0,017	0,05	0,033	0,025	0,05	-
Pertes initiales (mm)	Calculées comme la moyenne pondérée des pertes initiales des UL	1	0	20	1	0,5	8	150
Surfaces imperméables sans pertes initiales (%)	Correspond à la surface des toitures pentues	-	100	-	-	-	-	-

3.3.4. Modèle exponentiel de lessivage appliqué aux unités de réponse hydrologique et unités de réponse qualité

Pour une discrétisation du bassin versant en URH, le flux de MES lessivées est simulé à chaque pas de temps selon le débit de ruissellement à l'exutoire du bassin versant à partir de l'Equation 3.1 :

$$w(t) = K_w * q(t)^2 * m_b(t) \quad (3.1)$$

Où $w(t)$ (kg.h⁻¹) est le flux de MES lessivées à l'instant t, K_w (h.mm⁻²) est un coefficient de lessivage, $q(t)$ (mm.h⁻¹) est le débit de ruissellement à l'instant t, et $m_b(t)$ (kg) est la quantité de MES accumulées restante à l'instant t.

Lorsque le bassin versant est discrétisé en sept URQ, le flux de MES lessivées à l'exutoire résulte de la somme des flux de MES lessivées sur les différentes unités, selon l'Equation 3.2 :

$$w(t) = \sum_{i=1}^7 K_{wi} * q_i(t)^2 * m_{bi}(t) \quad (3.2)$$

Où $w(t)$ (kg.h⁻¹) est le flux de MES lessivées à l'instant t, i est l'index de sommation variant de 1 à 7, correspondant aux 7 URQ, K_{wi} (h.mm⁻²) est un coefficient de lessivage associé à la i-ème URQ, $q_i(t)$ (mm.h⁻¹) est le débit de ruissellement à l'exutoire de la i-ème URQ à l'instant t, et $m_{bi}(t)$ (kg) est la quantité de MES accumulée restante sur la surface de la i-ème URQ à l'instant t.

Le pas de temps utilisé pour les simulations est 1 seconde. Le terme $q(t)^2$ représente l'énergie cinétique du ruissellement. Le coefficient de lessivage K_{wi} est identique pour les différentes URQ et à la valeur de K_w associée aux URH. Les valeurs de K_w sont choisies comme valant [0,0001; 0,001; 0,01; 0,1]. La gamme de variation des valeurs de K_w est déterminée selon la littérature (Chow et al., 2012; Fallah Shorshani et al., 2014; Rossman, 2015; Wicke et al., 2012). Il est à noter que la large gamme de valeurs du coefficient de lessivage est définie pour évaluer la sensibilité du modèle et non pour entreprendre un calage.

3.3.5. Validation et analyse comparative des hydrogrammes simulés

3.3.5.1. A l'échelle du bassin versant du Château d'O

Afin d'évaluer les performances des deux représentations de l'occupation du sol précédemment décrites, elles sont appliquées dans un premier temps au sous-bassin versant du Château d'O, situé dans la partie amont du bassin versant du Verdanson. Les simulations sont lancées à l'échelle de l'évènement pluvieux pour comparer les hydrogrammes simulés aux données observées à son exutoire.

Les données sont produites par le réseau eVigilance de la métropole de Montpellier, présenté au Chapitre 1, et la courbe de tarage établie à l'exutoire du bassin versant du Château d'O. Des chroniques de pluie et de débits sont disponibles entre juin 2012 et février 2019 au pas de temps 5 minutes. La chronique de débits présentant plusieurs anomalies, les évènements pluvieux sont sélectionnés durant une période discontinue de 2,5 années. A partir de ce jeu de données, 39 épisodes pluvieux sont identifiés. Ces évènements présentent une large gamme de cumuls de pluie, compris entre 10,1 mm et 94 mm, et de coefficients de ruissellement, variant de 6 à 80 %. Par ailleurs, l'échantillon couvre une large gamme de durées et d'intensités de pluie observées durant les 4 saisons. Le débit de pointe à l'exutoire du bassin versant du château d'O est mesuré entre 0,52 et 3,10 m³/s. La réponse hydrologique du bassin versant est généralement rapide, le temps de montée médian étant de 1 h 33 min.

Une validation par évènement pluvieux est réalisée en calculant les coefficients de Nash à partir des hydrogrammes observés. Largement utilisé en hydrologie, l'efficacité de Nash-Sutcliffe (NSE) est calculée selon l'Equation 3.3 (Nash et Sutcliffe, 1970) :

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^N (q_{obs}(t) - q_{sim}(t))^2}{\sum_{t=1}^N (q_{obs}(t) - \bar{q}_{obs})^2} \quad (3.3)$$

Où $q_{obs}(t)$ est le débit observé à l'instant t , $q_{sim}(t)$ est le débit simulé à l'instant t , \bar{q}_{obs} est le débit moyen observé durant la période de simulation de durée N . Par ailleurs, le volume ruisselé, débit de pointe et temps de montée sont comparés entre les résultats des simulations mettant en œuvre les deux représentations de l'occupation du sol. Le temps de montée est ici considéré comme étant la durée entre le début de la pluie et le débit de pointe.

Comme le montre la Figure 3.5a, les deux représentations d'un bassin versant en URH ou URQ donnent des performances similaires concernant la simulation des hydrogrammes. Certains évènements pluvieux sont associés à des faibles valeurs de Nash dans les deux approches de représentation de l'occupation du sol tandis que d'autres évènements sont correctement simulés dans les deux cas. Il est tout de même à noter que dans 85 % des cas, le critère de Nash donné par les URQ est supérieur à celui obtenu via les URH. En effet, parmi les 39 épisodes pluvieux, la valeur de Nash est supérieure ou égale à 0,6 pour 21 simulations lancées sur les URQ contre 11 simulations lancées sur les URH. Ces résultats sont cohérents avec l'étude réalisée par Petrucci et Bonhomme (2014), qui ont observé une augmentation significative des valeurs de Nash quand le bassin versant était discrétisé en unités homogènes d'occupation du sol. Ils ont montré que les performances du modèle basé sur les unités homogènes telles que les toitures, routes ou espaces piétonniers sont similaires que le modèle soit calé ou non. Dans notre étude, la pré-estimation des paramètres à partir de considérations physiques amène à une simulation satisfaisante d'une grande partie des évènements observés.

Les volumes ruisselés, débits de pointe et temps de montée simulés sont aussi comparés entre les deux représentations de l'occupation du sol (Figure 3.5b, c & d). Les résultats sont similaires entre les deux approches, car pour la majorité des évènements simulés, les volumes ruisselés et le temps de montée sont identiques et les débits de pointe suivent la droite de pente 1. Les différences visibles dans certains cas sont principalement dues à la distribution spatiale des pertes initiales durant les évènements pluvieux de petite amplitude. En effet, comme les toitures terrasses sont associées à d'importantes pertes initiales, la moyenne à l'échelle du sous-bassin versant est fortement influencée, en particulier lorsque cela représente une grande surface. Ainsi, l'allure de l'hydrogramme est modifiée entre les deux approches, ainsi que le volume de pertes initiales lorsque le cumul de pluie est inférieur à la valeur de perte initiale fixée pour les toitures terrasses. Dans ces cas précis, le volume ruisselé et le débit de pointe sont supérieurs dans le cas des URQ, tandis que le temps de montée est plus court. Au contraire de Skotnicki et Sowiński (2013) qui ont étudié des petites variations de pertes initiales, ces résultats montrent que moyenniser les pertes initiales des surfaces imperméables à l'échelle du bassin versant n'est pas approprié lorsqu'une partie significative de la surface présente une forte capacité de stockage.

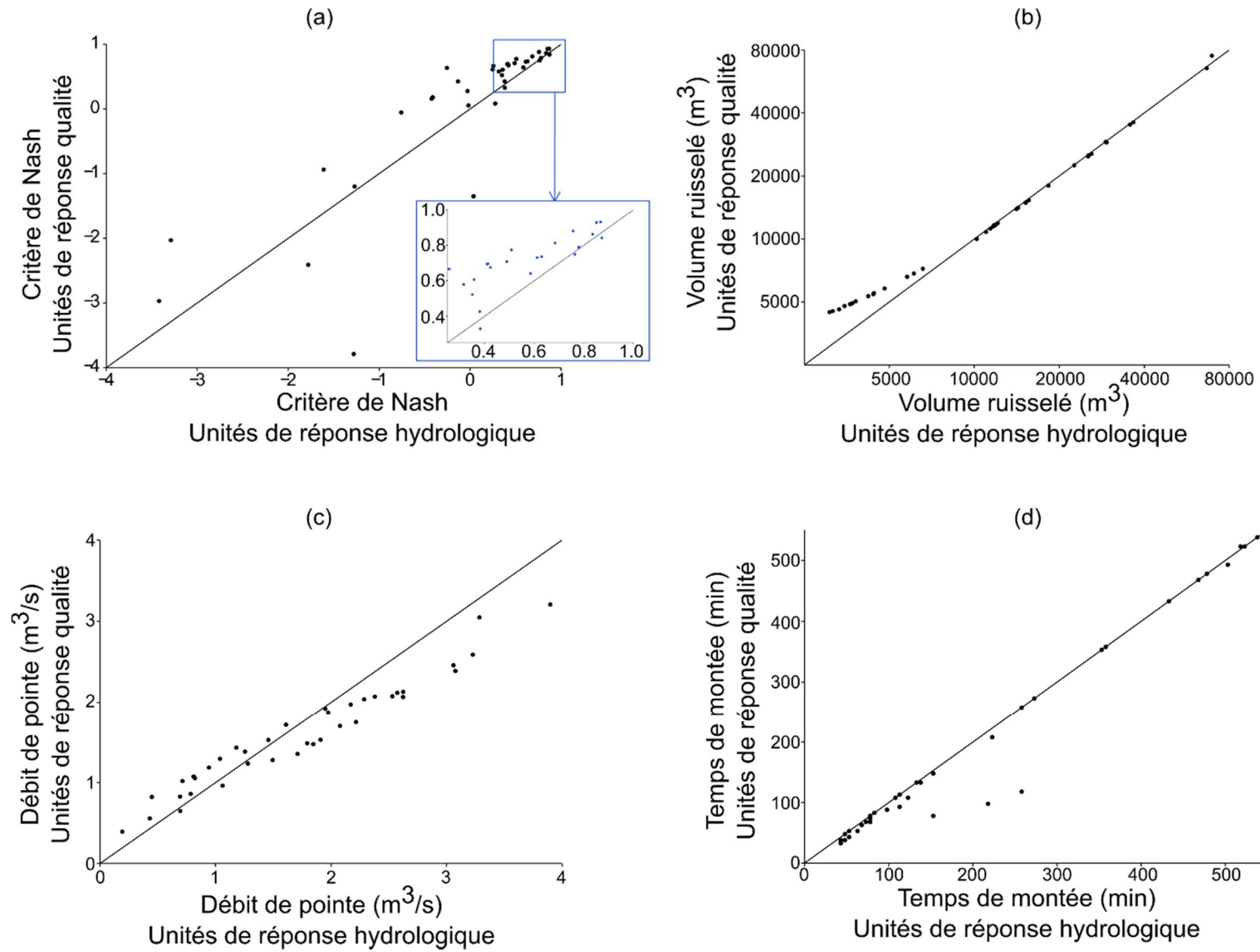


Figure 3.5 Comparaison des sorties hydrologiques des deux approches de modélisation. (a) Valeurs de Nash. (b) Volume ruisselé. (c) Débit de pointe. (d) Temps de montée.

Dans le cas de cumuls de pluie supérieurs aux pertes initiales associées aux toitures terrasses, les volumes ruisselés simulés sont identiques entre les deux représentations de l'occupation du sol, comme le montre la Figure 3.5b. Cependant, pour de tels évènements, le débit de pointe est légèrement inférieur dans le cas des URQ par rapport aux URH. Ceci s'explique par les différences de largeur et longueur d'écoulement ; comme la longueur d'écoulement varie parmi les URQ, le résultat de la combinaison des débits de pointe est différent du débit de pointe simulé sur les URH.

Afin d'illustrer la dynamique des hydrogrammes à l'exutoire du bassin versant du Château d'O, la Figure 3.6 présente les hydrogrammes simulés et observés pour 6 évènements pluvieux ayant des coefficients de ruissellement variables. Il est à noter que les valeurs de Nash les plus élevées sont obtenues pour les coefficients de ruissellement supérieurs à 22 %. Les Figures 3.6a & b illustrent les bonnes performances obtenues pour les coefficients de ruissellement compris entre 22 et 50 %. Les résultats correspondant aux plus forts coefficients de ruissellement sont présentés en Figure 3.6c & d. Les valeurs de débit anormalement hautes observées durant ces deux évènements pourraient s'expliquer par des embâcles qui auraient pu fausser les mesures de hauteur d'eau. Enfin, les Figures 3.6e & f montrent des exemples d'hydrogrammes simulés et observés ayant de très faibles coefficients de ruissellement. Concernant la majorité de ces évènements, de très petits débits sont obtenus à l'exutoire du bassin versant bien que des précipitations aient été enregistrées au pluviomètre. Par conséquent, la fiabilité des mesures de hauteur d'eau durant de tels évènements peut être questionnée. Par ailleurs, des incertitudes dans les mesures de pluie peuvent être causées par la répartition spatiale des précipitations, qui ne sont mesurées que par un pluviomètre situé proche de l'exutoire du bassin versant.

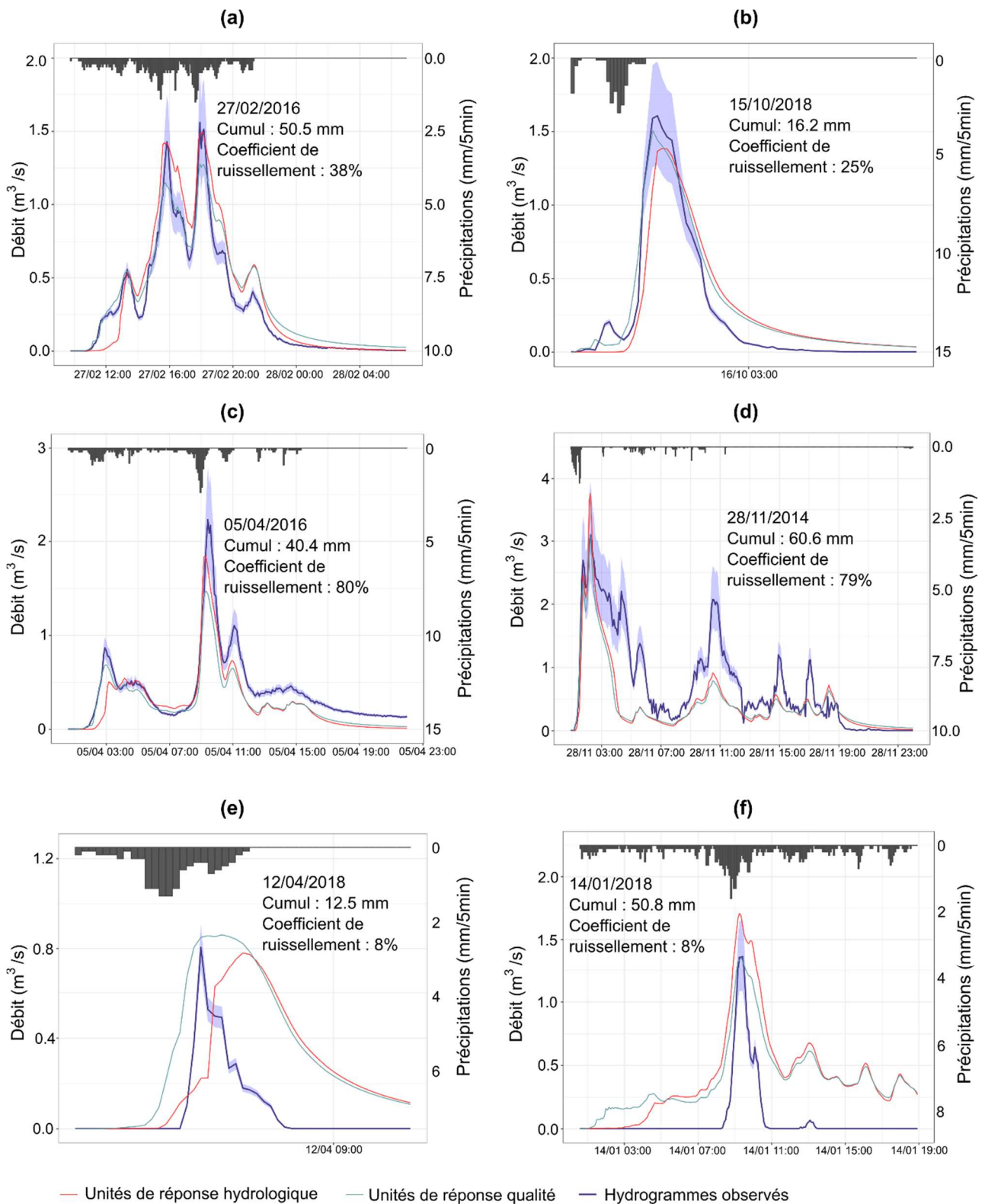


Figure 3.6 Exemples d'hydrogrammes simulés et observés à l'exutoire du bassin versant du Château d'O. Les courbes enveloppe représentent les incertitudes associées aux mesures de débit. Le pas de temps des simulations est 1 seconde.

3.3.5.2. *A l'échelle du bassin versant du Verdanson*

L'analyse comparative des deux représentations de l'occupation du sol dans le modèle hydrologique est réalisée pour trois événements pluvieux à plus grande échelle sur le bassin versant du Verdanson. La Figure 3.7 présente les hydrogrammes simulés à son exutoire. Les résultats obtenus sur les URH et URQ sont comparable à cette plus grande échelle. En effet, concernant les événements du 28 novembre 2014 et du 14 janvier 2018 (Figures 3.7b & c), la différence de volume ruisselé entre les URH et URQ est inférieure à 2 % et le temps de montée est identique. Concernant l'évènement du 15 octobre 2018, le cumul de pluie est inférieur aux pertes initiales associées aux toitures terrasses, le volume ruisselé est donc inférieur sur les URQ par rapport aux URH. En effet, dans de tels cas, les pertes initiales moyennes calculées à l'échelle de chaque sous-bassin versant diffèrent de la somme des pertes initiales associées aux URQ.

3.3.6. *Analyse comparative des pollutogrammes simulés*

3.3.6.1. *A l'échelle du bassin versant du Château d'O*

Afin de comparer les pollutogrammes simulés par les deux approches de modélisation, dans un premier temps les simulations sont lancées à l'échelle du bassin versant du Château d'O pour les 39 épisodes pluvieux décrits précédemment. Au début de chaque épisode pluvieux, le stock initial de MES est considéré comme ayant atteint son maximum (Shaw et al., 2010). Cette hypothèse est faite sous le climat méditerranéen, caractérisé par de forts épisodes pluvieux survenant après de longues périodes sèches. Le stock initial de MES à l'hectare au début de chaque événement pluvieux est choisi comme étant le même indépendamment de l'URQ considérée, et sa valeur est fixée en fonction de la littérature (Chow et al., 2012; Fallah Shorshani et al., 2014; Wicke et al., 2012).

La Figure 3.8 montre la sensibilité des pollutogrammes simulés à la représentation de l'occupation du sol. Les résultats sont ici très contrastés entre les URH et URQ. La Figure 3.8a présente la valeur normalisée de la masse de MES exportées, définie comme le ratio entre la masse totale de MES exportées et la masse initiale de MES disponible sur la surface considérée. Bien que la masse exportée normalisée augmente avec la valeur du coefficient de ruissellement dans les deux approches, aucune relation linéaire ne peut être définie entre les deux représentations.

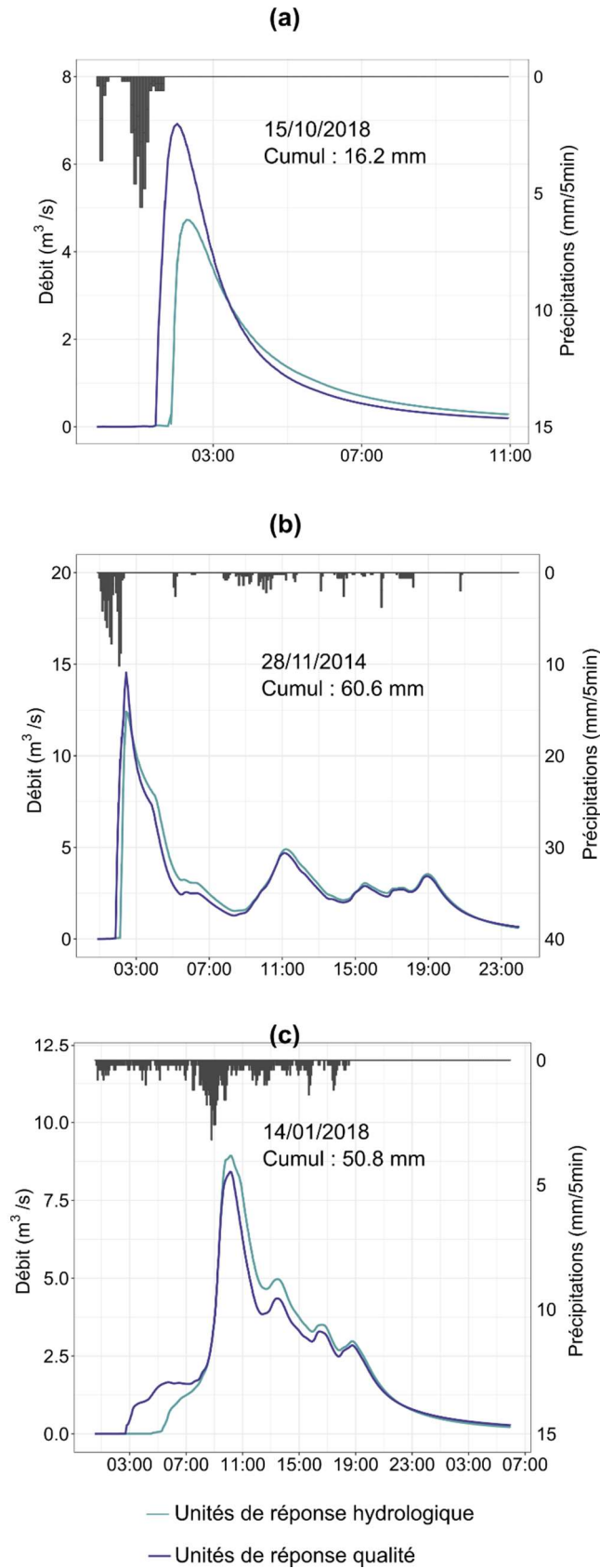


Figure 3.7 Exemples d'hydrogrammes simulés à l'exutoire du bassin versant du Verdanson.

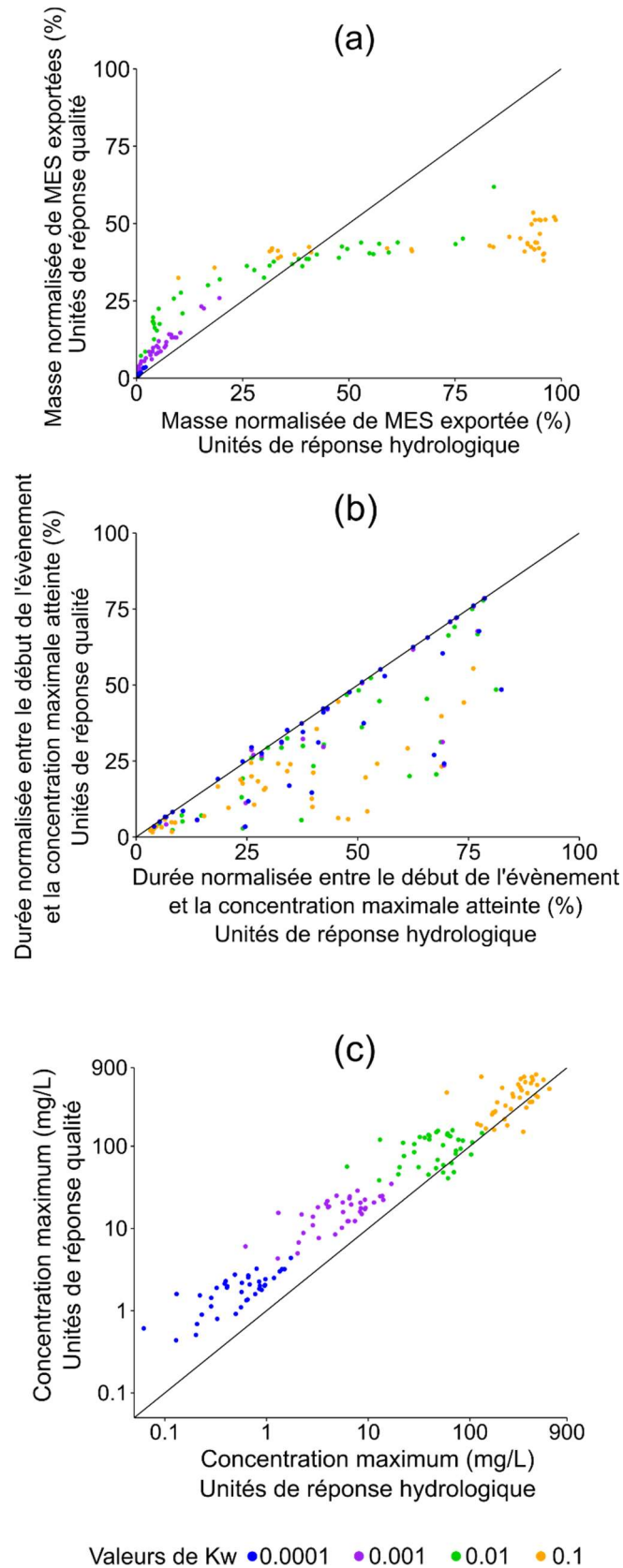


Figure 3.8 Comparaison des pollutogrammes simulés par les deux représentations de l'occupation du sol. (a) Masse totale de MES exportées divisée par la masse initiale de MES (%). (b) Durée entre le début de l'évènement pluvieux et la concentration maximale divisée par la durée de l'évènement (%). (c) Concentration maximale (mg/L).

Tandis qu'à l'exutoire des URH le ratio entre la masse exportée et le stock initial atteint 1, un seuil maximum apparaît en ce qui concerne les URQ. Cela peut s'expliquer par la très faible contribution des surfaces perméables au ruissellement durant les événements considérés. La Figure 3.8b présente le temps entre le début de l'évènement et la concentration maximale atteinte, normalisé par la durée totale de l'évènement. Les URH présentent systématiquement des valeurs plus élevées, sans qu'aucun lien n'existe entre cette durée normalisée et le coefficient de lessivage K_w . Enfin, les concentrations maximales simulées sont comparées en Figure 3.8c, montrant que la concentration maximale augmente avec le coefficient de lessivage et est globalement plus élevée dans le cas des URQ. Les deux modèles sont très sensibles à la valeur du coefficient de lessivage K_w .

Les pollutogrammes obtenus selon les deux approches de modélisation pour l'évènement du 15 octobre 2018 sont présentés en Figure 3.9. Ici aussi, la dynamique du pollutogramme est significativement différente entre les deux représentations.

3.3.6.2. *A l'échelle du bassin versant du Verdanson*

L'analyse comparative est étendue à l'échelle du bassin versant du Verdanson pour trois événements pluvieux, afin de d'évaluer si les constats observés à l'échelle du bassin versant du Château d'O sont toujours valables à plus large échelle. La Figure 3.10 présente les concentrations de MES simulées à l'exutoire du bassin versant du Verdanson pour l'évènement du 28 novembre 2014. Les mêmes conclusions peuvent être tirées à l'échelle du bassin versant du Verdanson par rapport au Château d'O. En effet, les deux représentations sont très sensibles au paramètre K_w , et la dynamique des pollutogrammes est significativement différente entre les deux approches.

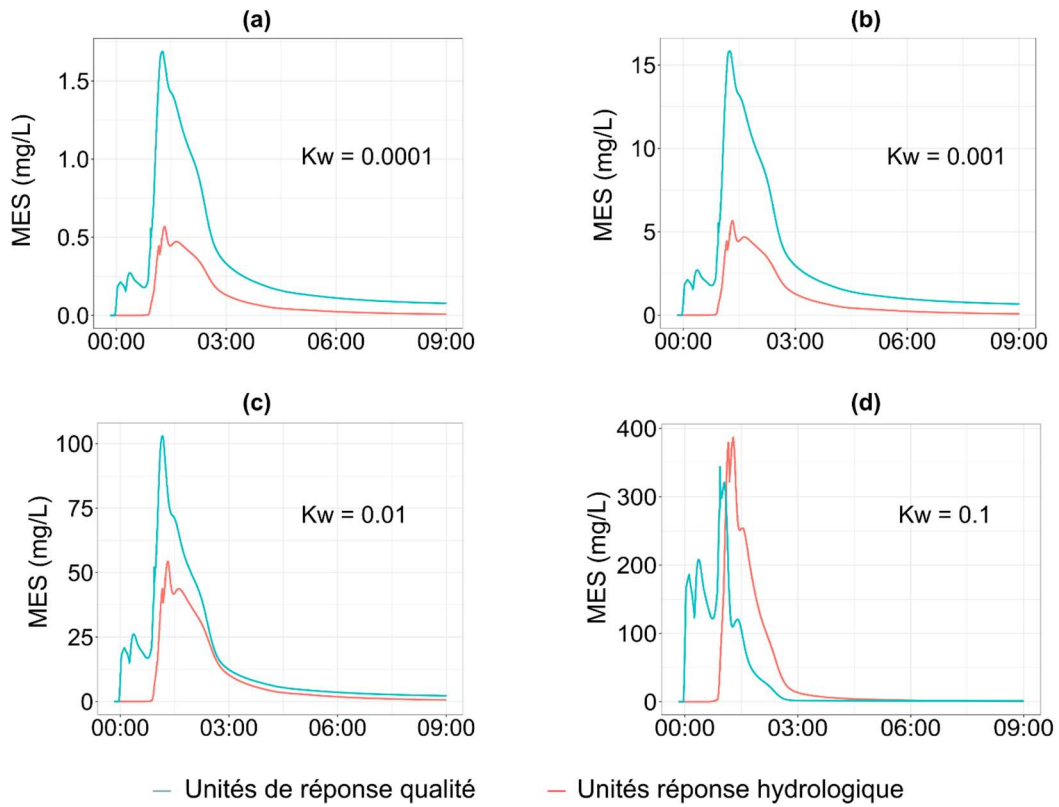


Figure 3.9 Exemples de pollutogrammes simulés à l'exutoire du bassin versant du Château d'O correspondant à l'évènement du 15 octobre 2018.

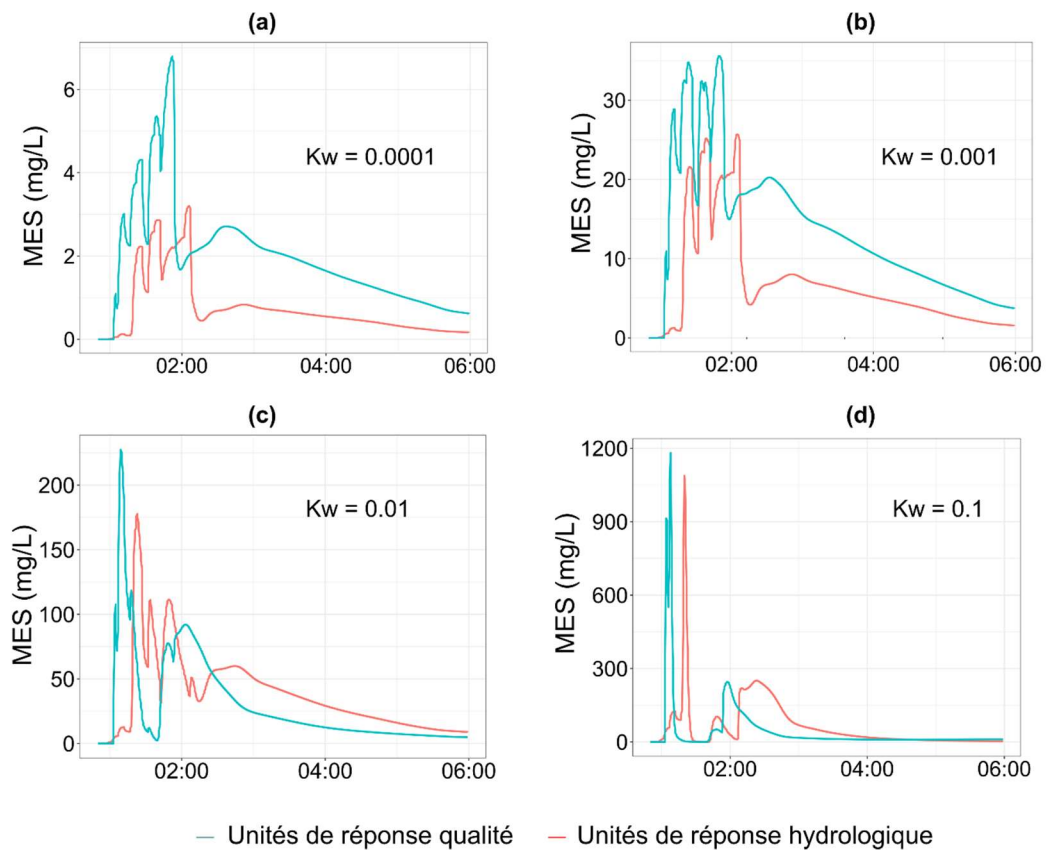


Figure 3.10 Exemples de pollutogrammes simulés à l'exutoire du bassin versant du Verdanson correspondant à l'évènement du 28 novembre 2014.

3.3.7. Perspectives pour la modélisation des flux de matières en suspension

Les deux représentations de l'occupation du sol testées ont la même capacité à reproduire des hydrogrammes observés, tandis que les flux de MES simulés diffèrent, tant concernant la masse de MES exportées que la dynamique des concentrations en MES. Ces résultats ouvrent d'intéressantes perspectives pour la modélisation des flux de MES.

Un calage des paramètres de lessivage dans les deux représentations de l'occupation du sol permettrait de valider ou non l'utilisation des URQ dans la représentation de pollutogrammes observés. L'avantage de cette méthode de discrétisation d'un bassin versant est qu'elle offre une grande flexibilité pour le calage des paramètres de lessivages. En effet, ils peuvent être indépendamment calés pour chaque URQ, comme le proposent Fraga et al. (2016) en travaillant sur des surfaces de toitures, routes et parkings. De plus, le stock initial de MES peut être spécifié pour chaque URQ et les surfaces perméables peuvent être discrétisées à différents niveaux en fonction de la végétation et de la nature des sols pour améliorer la modélisation du ruissellement sur ces surfaces. Une meilleure représentation de pollutogrammes observés peut être attendue des URQ. En effet, de récentes études ont mis en exergue la difficulté à reproduire la variabilité spatiale des concentrations en contaminants en calant un modèle sur des unités de réponse hydrologiques hétérogènes en termes d'occupation du sol. En modélisant des concentrations de MES avec SWMM, Petrucci et Bonhomme (2014) ont obtenu des valeurs de Nash plus élevées lorsque le bassin versant était discrétisé en unités homogènes telles que les toitures, les routes et les espaces verts. Ils ont montré que la discrétisation d'un bassin versant en unités homogènes d'occupation du sol améliore les résultats de la modélisation des flux de MES.

Toutefois, le modèle exponentiel de lessivage des contaminants présente quelques limites. Bien qu'il ait été utilisé dans de nombreuses études (Barco et al., 2004; Chow et al., 2012; Di Modugno et al., 2015; Fallah Shorshani et al., 2014; Gorgoglione et al., 2016; Temprano et al., 2005; Wicke et al., 2012), certains auteurs ont récemment mis en avant la difficulté de maintenir son sens physique en calant le modèle à l'échelle d'un bassin versant hétérogène (Bonhomme et Petrucci, 2017; Sandoval et al., 2018). D'autres modèles de qualité de l'eau existent, tels que le modèle conceptuel de simulation de la qualité du ruissellement décrit par Crobeddu et Bennis (2011), cependant les performances atteintes sont similaires au modèle exponentiel. Fraga et al. (2016) ont développé une méthode pour améliorer

la capacité du modèle exponentiel à reproduire des données observées, en prenant en compte des données météorologiques, telles que la durée, l'intensité et le pH de la pluie, et des caractéristiques physiques du bassin versant, telles que les matériaux recouvrant les différentes surfaces urbaines. Cependant, cette approche requiert de nombreuses données qui peuvent être difficiles à obtenir, en particulier dans de grands bassins versants.

3.4. Conclusion

Dans la première partie de ce chapitre, différents types d'occupation du sol associés aux processus de lessivage des MES sont classifiés. La méthode d'échantillonnage stratifié proposée permet de connaître la répartition des surfaces urbaines au sein d'un bassin versant donné. Plusieurs avantages sont à souligner ; la méthode est rapide à mettre en place, elle peut être transposée facilement sur d'autres zones urbaines et à différentes échelles spatiales à partir d'une carte d'utilisation du sol et d'une quantité limitée de données hydrologiques.

Dans un second temps, une méthode d'agrégation des surfaces urbaines en unités de réponse qualité (URQ) est comparée à la façon classique de discrétiser un bassin versant en unités de réponses hydrologiques (URH). A l'échelle du bassin versant du Château d'O, les résultats de la modélisation montrent que la représentation de l'occupation du sol en URQ garde sa capacité à reproduire des hydrogrammes observés. Ainsi, la pré-estimation des paramètres hydrologiques peut être appliquée à d'autres bassins versants non jaugés en fonction des objectifs de la modélisation. En outre, l'agrégation des surfaces urbaines en URQ permet d'éviter de trop hauts niveaux de discrétisation des bassins versants.

Les résultats montrent par ailleurs que les flux de MES simulés varient significativement entre les deux approches de modélisation. Bien que nous ne disposions pas de concentrations en MES observées permettant le calage des paramètres de lessivage, la représentation en URQ peut être utilisée pour tester des scénarii de mise en place de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales (TA). La différence relative de masse de MES exportées par plusieurs configurations d'aménagements au sein des espaces urbains peut être évaluée pour apporter des informations utiles aux décideurs. Ainsi, la suite de ce travail vise à définir des scénarii d'aménagement des espaces urbains et à en évaluer les impacts sur les flux de MES afin de soutenir les acteurs locaux dans la désimpermeabilisation des espaces urbains.

CHAPITRE 4 Construction de scénarii de désimperméabilisation dans le contexte territorial du site d'étude

4.1. Objectifs

Les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales (TA) font l'objet de travaux de recherche depuis plusieurs décennies (Barraud et al., 1998; Chocat, 1997). Depuis quelques années, l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse (RMC) préconise la « désimperméabilisation » des espaces urbains, volonté qui s'inscrit dans la disposition 5A-04 du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) visant à « Eviter, Réduire et Compenser l'impact des nouvelles surfaces imperméabilisées ». Afin de construire les scénarii de gestion du ruissellement urbain nécessaires à notre modélisation, nous pourrions décider d'implanter arbitrairement un panel de dispositifs sur les différentes unités de réponse qualité définies au chapitre précédent. Cependant, de tels scénarii reposeraient uniquement sur des critères basés sur notre point de vue de scientifique. Or, il est reconnu que la mise en place de dispositifs de rétention à la source tels que les noues, tranchées drainantes, jardins de pluie ou encore toitures végétalisées en zone urbaine est freinée par de nombreux facteurs non-hydrologiques (Comby et al., 2019; Cossais et al., 2018). Il apparaît donc nécessaire de prendre en compte différents points de vue dans la construction de ces scénarii, afin que les résultats soient utiles aux acteurs locaux, et que les objectifs du travail de modélisation soient ciblés dans un contexte hydro-sociétal donné.

Sur le territoire Montpelliérain, les TA apparaissent peu dans les projets d'aménagement malgré la disposition D.5.2 du Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) révisé de 2015. Ce document est établi à l'échelle du bassin versant Lez-Mosson et la disposition en question vise à « lutter contre les pollutions induites par le ruissellement urbain et rural et le lessivage des sols en améliorant la gestion des eaux pluviales dans les projets d'aménagement ». De plus, le Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT) de la métropole de Montpellier, approuvé en 2019, mentionne la mise en place d'un « plan de désimperméabilisation » pour diminuer les ruissellements. Toutefois, selon Barone (2012), le

rapport de compatibilité existant entre le SCoT et le SAGE peut laisser une marge de manœuvre conséquente dans l'interprétation du SAGE, ce qui pose la question de la traduction opérationnelle de ce « plan de désimperméabilisation ».

L'objectif de ce chapitre est de comprendre comment les acteurs du territoire montpellierain s'emparent de la question de la gestion du ruissellement urbain, pour baser la construction des scénarii de changement. Une approche interdisciplinaire est employée, permettant de mettre en perspective l'étude hydrologique par rapport à un contexte territorial plus ou moins favorable à la mise en place des TA. Ce travail se base sur la collaboration entre les disciplines de l'hydrologie et de la sociologie grâce à l'implication d'une sociologue de l'INRAE, Christelle Gramaglia, dans l'encadrement de cette étude. De plus, la méthodologie employée ainsi que l'analyse réalisée bénéficient des riches échanges ayant eu lieu dans le cadre du co-encadrement d'un stage de master 2 en sociologie de l'environnement (Mottis, 2019). Dans un premier temps, nous cherchons à comprendre pourquoi les problèmes de qualité du ruissellement urbain ont du mal à s'imposer en tant que problème public. Nous nous basons sur la définition de Mottis (2019), inspirée des travaux de Gusfield (2009), pour qui un problème public est la représentation d'une question donnée qui se construit lorsque des acteurs s'en emparent. Il s'agit d'étudier la prise en compte des problèmes de qualité de l'eau mis en exergue au Chapitre 2, et d'évaluer dans quelle mesure cela représente ou non une motivation à la mise en place de TA. En effet, si la question des contaminations dues au ruissellement urbain n'est pas perçue comme un problème, elle ne constitue pas une motivation à la mise en place de dispositifs de remédiation. Dans un second temps, nous cherchons à comprendre comment la désimperméabilisation est perçue et pourrait être appliquée sur le territoire. Des outils sociologiques sont mobilisés pour comprendre les représentations qu'ont les acteurs du territoire de la gestion du ruissellement urbain et questionner leurs définitions de la désimperméabilisation.

4.2. Méthodologie d'enquête

L'enquête de terrain consiste à (1) réaliser des entretiens semi-directifs et (2) organiser un groupe de discussion (entretien collectif thématique ou focus-group). La méthodologie choisie est qualitative et s'appuie sur les techniques décrites par Beaud et Weber (2017). L'idée est d'accéder en détail aux perceptions de la qualité du ruissellement urbain pour

différentes catégories d'acteurs. Nous souhaitons par ailleurs contextualiser l'étude hydrologique en tenant compte de la façon dont les acteurs s'approprient les dispositions annoncées dans les documents de planification et les appliquent sur le terrain. Dans un premier temps, les entretiens semi-directifs sont conduits sur la base d'un canevas qui aborde les questions de ruissellement urbain et de désimperméabilisation (Annexe 5). Ainsi, nous pouvons évaluer l'uniformité ou au contraire la diversité des points de vue. Dans un second temps, la réalisation d'un groupe de discussion nous permet de mettre en situation un certain nombre d'acteurs pour les faire discuter de la définition et des modalités de mise en place de la désimperméabilisation. Par la production de données qualitatives, la méthodologie utilisée dans cette étude ne vise pas à capter de manière représentative les opinions des acteurs du territoire impliqués dans la gestion des eaux pluviales et le développement urbain. Selon Sardan (1995), l'objectif des méthodes qualitatives est plutôt de « produire des connaissances contextualisées, transversales, visant à rendre compte du point de vue de l'acteur ». Elles ciblent plutôt la diversité. Ainsi, la réalisation d'entretiens semi-directifs et d'un groupe de discussion nous permet d'inscrire l'étude hydrologique dans un contexte territorial et de mettre en perspective ce qui est annoncé dans les documents de planification par rapport à une réalité plus ou moins favorable à la mise en place des TA.

24 entretiens semi-directifs ont été réalisés entre le 22 mai 2018 et le 09 juillet 2019. Certains sont menés de façon très large, afin de comprendre la perception générale qu'ont les acteurs de la qualité de l'eau sur le bassin versant du Lez. Cette première approche permet d'apprécier l'importance de la qualité du ruissellement urbain par rapport à d'autres problèmes existants sur le territoire. Neuf enquêtés constituent l'échantillon correspondant, représentant des services de l'Etat (Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse), acteurs scientifiques (hydrologue du laboratoire Hydrosociétés Montpellier), et acteurs associatifs (fédération de pêche, club de kayak, France Nature Environnement (FNE), Eau Secours 34, comités de quartiers). Une approche plus ciblée est choisie pour 15 entretiens supplémentaires, amenant notamment les enquêtés à s'exprimer spécifiquement sur la question de la désimperméabilisation. Ce deuxième échantillon d'acteurs est constitué d'élus de communes de la métropole de Montpellier, de services techniques (Syndicat du Bassin versant du Lez (SyBLE), direction de l'eau et de l'assainissement de la métropole de Montpellier), de services de l'Etat (Direction Départementale des Territoires et de la Mer

(DDTM), Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), Agence de l'eau) et d'acteurs associatifs (Mosson Coulée Verte (MCV)). L'ensemble des acteurs interrogés ainsi que leur positionnement concernant la qualité des eaux urbaines de la métropole de Montpellier sont présentés en Figure 4.1.

La grille d'entretien utilisée repose sur 4 parties (Annexe 6) : la première concerne les missions des personnes interrogées et leur lien avec l'urbanisme et la gestion des eaux pluviales. La deuxième questionne leur vision du lien entre les domaines de l'urbanisme et de la gestion de l'eau via les documents de planification et les relations entre les différents acteurs du territoire. La troisième interroge leur connaissance des contaminants liés au ruissellement urbain. Enfin, la dernière partie qualifie leur représentation des actions de gestion du ruissellement urbain qui peuvent être mises en place. La question de la désimperméabilisation est également abordée. Tous les entretiens sont enregistrés et retranscrits. La durée moyenne d'entretien est de 55 minutes, avec de forts écarts compris entre 26 minutes et 1 heure 54 minutes.

Le groupe de discussion, lui, s'est déroulé le 12 juin 2019. Il est également enregistré, filmé et retranscrit. La durée d'enregistrement est de 2 heures 59 minutes. Les participants ayant été interrogés individuellement lors des entretiens, le groupe de discussion ne vise pas à reprendre la grille d'entretien précédemment définie. Dans un premier temps, nous avons présenté nos résultats issus des mesures des niveaux de contaminations observés sur le bassin versant du Lez en périodes de basses et hautes eaux pour fournir des bases aux échanges espérés. La finalité étant de construire des scénarii de gestion du ruissellement urbain, la discussion a ensuite été intentionnellement focalisée sur la définition et les freins et leviers associés à la désimperméabilisation. Un intervenant de la métropole du Grand Lyon a également apporté des éléments de débat extérieurs au territoire à travers une présentation du projet « Ville perméable ». Les participants représentent les différentes catégories d'acteurs précédemment définies ; services techniques (SyBLE, Direction de l'eau et de l'assainissement de la métropole de Montpellier, Direction de l'eau de la métropole de Lyon), services de l'Etat (Agence de l'eau), acteurs associatifs (MCV), acteurs scientifiques (laboratoires Hydrosociences Montpellier et IRSTEA) et élus. Cependant, bien que l'ensemble des élus interrogés lors des entretiens aient été conviés à participer au groupe de discussion, un seul d'entre eux était présent.

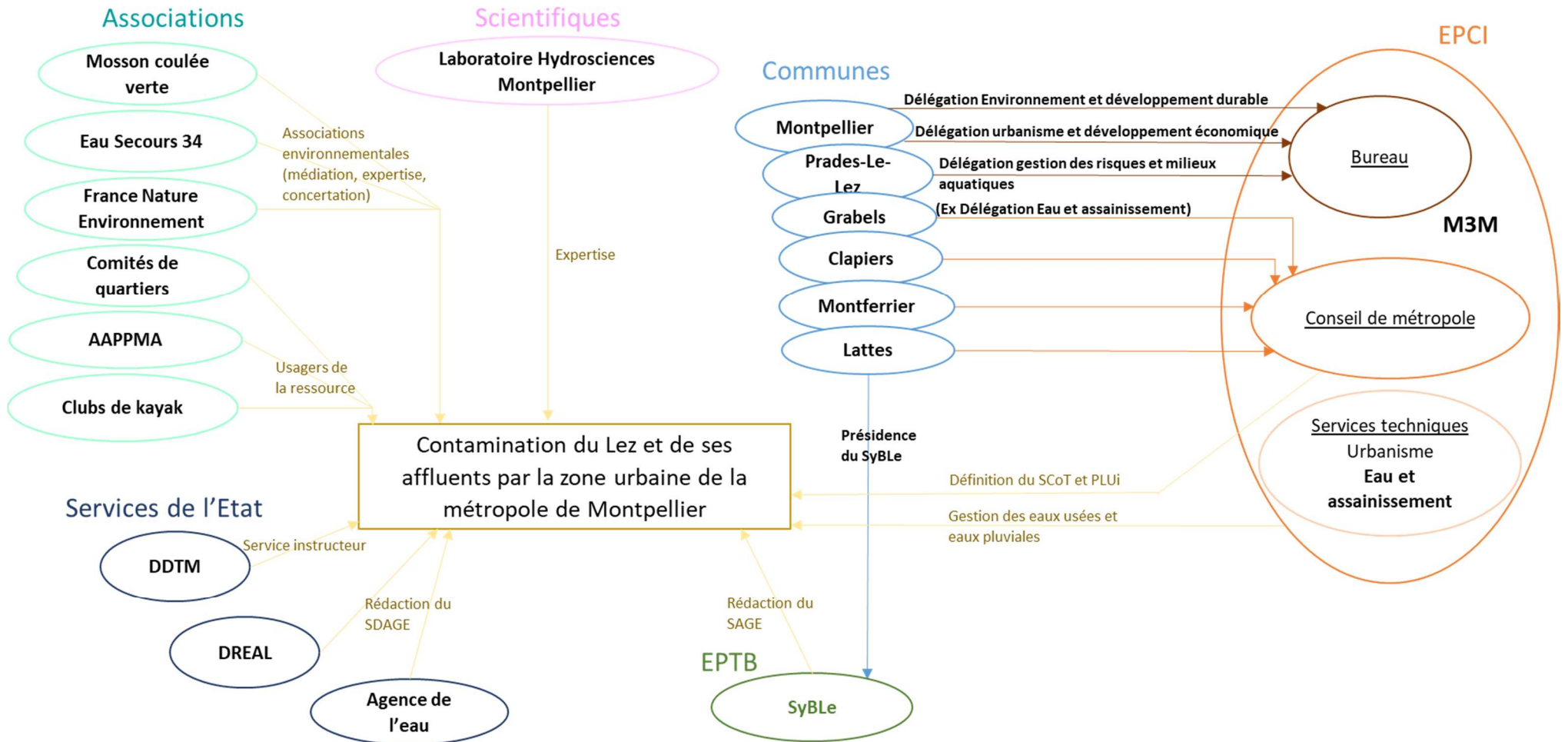


Figure 4.1 Cartographie des acteurs interrogés en lien avec la problématique scientifique

Deux réflexions distinctes sont menées à partir de l'enquête de terrain réalisée ; une étude sociologique ayant une dynamique et des objectifs propres (Mottis, 2019), et le travail interdisciplinaire présenté dans ce chapitre. Dans le cadre de ce dernier, une analyse de contenu est réalisée après codage du corpus pour identifier les points communs et divergences. L'analyse des discours permet de caractériser les représentations individuelles et collectives de la gestion du ruissellement urbain et de la désimperméabilisation. Afin de donner de la visibilité à l'analyse, des outils graphiques tels que le nuage de mots et la représentation en diagramme sont utilisés. Leur finalité n'est pas de donner un sens statistique à l'analyse mais plutôt de permettre une appropriation du corpus. De plus, l'extraction de citations permet de mieux comprendre les positions individuelles des acteurs. Ces citations sont rendues anonymes, sauf lorsque les propos tenus sont officiels. Dans la suite du chapitre, les enquêtés sont associés à leur catégorie d'acteur et à un numéro, qui ne reflète pas l'ordre chronologique du déroulement des entretiens. Les propos tenus lors du groupe de discussion sont cités en associant également un numéro aux participants ainsi que leur catégorie d'acteur.

4.3. Résultats et discussion

4.3.1. La difficile émergence du problème de qualité du ruissellement urbain

Le corpus composé des 24 entretiens préalablement présentés est utilisé pour mettre en perspective l'étude hydrologique et comprendre comment se construit le problème de la qualité du ruissellement urbain sur le territoire.

4.3.1.1. Une gestion des eaux pluviales appréhendée par le prisme du risque d'inondation

L'ensemble des acteurs interrogés associent d'abord la gestion des eaux pluviales au risque d'inondation. En effet, ce thème est abordé dans tous les entretiens. « *Les inondations on les vit tous les ans, c'est quelque chose qu'on ressent, c'est pas quelque chose qui est écrit dans un manuel, ou expliqué je ne sais où. On a tous, à un moment ou à un autre, eu à gérer un problème d'inondation* » (Enquêté 3, Elu). Suite aux fortes inondations ayant eu lieu en 2003 et 2005, la nécessité de gérer ce risque à l'échelle du bassin versant Lez-Mosson est la raison qui a motivé la création du Syndicat du Bassin du Lez (SyBLE). « [Au moment de la création du premier Programme d'Action et de Prévention des Inondations (PAPI)] *la grande*

urgence c'est protéger Lattes contre les inondations. Donc 50 millions d'euros [ont été] injectés rapidement sur Lattes, [et] la condition des services de l'Etat pour financer, s'engager dans ce PAPI, c'est de créer un syndicat » (Enquêté 10, Services techniques).

Le problème principal, pour ce qui concerne la gestion des eaux pluviales sur le territoire, c'est donc les inondations. Les importants dégâts humains et matériels causés par le passé ont marqué les esprits et expliquent la forte prise en compte de cette question (Baggio & Rouquette, 2006).

Les enquêtés identifient les débordements du Lez et de ses affluents comme principale cause des inondations, comme en témoigne l'association récurrente des mots « inondations » et « crues » dans les entretiens. Si l'augmentation des surfaces imperméabilisées est vue comme un facteur aggravant le débordement des cours d'eau, peu d'enquêtés, notamment parmi les usagers et les élus, évoquent le ruissellement urbain et le débordement des réseaux pluviaux comme la cause directe des inondations dans les zones éloignées des cours d'eau. Certains acteurs soulignent cependant que les inondations peuvent être causées par différents facteurs. « *Dans le PPRI [Plan de Prévention du Risque Inondation Basse Vallée du Lez et de la Mosson], c'est toujours le risque inondation par cours d'eau. Et donc ça ne prend jamais en compte le ruissellement ni la remontée de nappe. Or ces deux risques font plus de dégâts, au niveau des assurances ils les ont inventoriés, et il y a plus de dégâts dus à ces 2 risques-là que de débordements de cours d'eau. Donc c'est pas rien.* » (Enquêté 16, Associations environnementales). Les services techniques et services de l'Etat indiquent par ailleurs que le risque lié au ruissellement sur les surfaces imperméables est progressivement intégré dans la gestion des eaux pluviales depuis les fortes inondations de 2014. Cet événement a d'ailleurs fait l'objet d'un arrêté de catastrophe naturelle¹⁰. « *Donc le ruissellement était évidemment pas du tout pris en compte [dans le premier PAPI] [...] et là on a eu les inondations de Grabels et Juvignac, 6-7 octobre 2014 qui ont vraiment marqué un tournant dans la réflexion [...] on a eu des effets cumulés, ruissellement-débordement de cours d'eau.* » (Enquêté 10, Services techniques).

La prise en compte du ruissellement urbain dans la gestion des inondations est donc récente. Si l'histoire du territoire est marquée depuis longtemps par les importants dégâts

¹⁰ Arrêté du 8 octobre 2014 portant reconnaissance de l'état de catastrophe naturelle. Accessible à <https://www.legifrance.gouv.fr/eli/arrete/2014/10/8/INTE1423539A/jo/texte>

causés par les débordements du Lez et de ses affluents lors des épisodes cévenols, c'est l'expansion de la zone urbaine qui fait que la question du ruissellement sur les surfaces imperméables devient un problème.

Les mesures de protection contre les inondations évoquées dans les entretiens concernent l'endiguement des cours d'eau et la construction de bassins de rétention permettant d'accueillir les eaux pluviales et les restituer à débit moindre une fois l'épisode pluvieux passé. « *Le parc René Dumont est conçu comme un bassin de rétention, donc ça, ça va déjà éviter les catastrophes. Mais il faudrait qu'il y ait ça partout, des bassins de rétention partout. Quand George Frêche a pris la direction de la région, c'est là qu'ils ont commencé à faire des bassins de rétention et des digues de protection.* » (Enquêté 23, Acteurs associatifs – usagers). Les digues et le déversoir-écrêteur de crue réalisés sur la partie aval du Lez sont d'ailleurs évoqués comme garants de la sécurité des habitants de Lattes face au risque d'inondation. « *Moi je suis arrivé maire, ils avaient construits dans le delta du Lez, tout Lattes centre, [...] bon depuis j'ai fait des travaux énormes, les plus gros travaux depuis 40 ans en France de protection d'une zone urbaine, qui normalement nous mette à l'abri, [...] je suis à peu près sûr de moi, je devrais à peu près avoir protégé Lattes jusqu'à 1200 m³/s]*» (Enquêté 1, Elu).

La gestion des eaux pluviales sur le territoire passe donc par la construction de bassins de rétention et l'endiguement des cours d'eau. Les mesures favorisant l'infiltration en zone urbaine ne sont pas identifiées comme solutions de lutte contre les inondations car elles ne permettent pas la gestion des pluies extrêmes. « *Vous avez des types de macadam, qui sont absorbants. D'accord ? Donc ça existe ! [...] alors le problème si vous voulez c'est que quand vous avez des pluies extrêmement fortes, ça empêche pas le ruissellement* » (Enquêté 2, Elu).

Sur le territoire, l'ensemble des acteurs reconnaissent que la gestion des inondations est déconnectée de la gestion de la qualité des eaux. Ces deux aspects sont d'ailleurs abordés très distinctement dans les entretiens. « *Quand on est dans les inondations on n'est pas dans la qualité de l'eau* » (Enquêté 5, Elu). Cette séparation peut s'expliquer par les différents enjeux associés à ces questions. Les inondations peuvent avoir des conséquences humaines et matérielles visibles immédiates, tandis que la dégradation de la qualité de l'eau a principalement des conséquences environnementales à plus long terme, moins directement tangibles. « *C'est toujours dans une logique de protection des biens et des personnes et jamais*

dans une logique de protection de l'environnement. Ça c'est une logique qui intéresse un peu les services de l'Etat, beaucoup les services de santé, après... Les gens quand ils se font inonder, ils ne pensent pas à la qualité des eaux » (Enquêté 7, Elu). Cette gestion distincte s'explique également par le fait que les inondations surviennent lors d'épisodes pluvieux très intenses tels que les épisodes cévenols durant lesquels la question de la qualité ne peut pas être traitée. *« Dès lors qu'on est dans des pluies moyennes à fortes, voire des pluies critiques, la première préoccupation, c'est vraiment une question de volume et c'est pas une question de qualité »* (Enquêté 9, Services Techniques).

4.3.1.2. Une qualité de l'eau sous pression qui peine à s'imposer comme problème public

Le facteur de dégradation de qualité de l'eau le plus évoqué dans les entretiens est celui de la présence d'eaux usées dans les milieux. Cette pollution est largement attribuée à la station d'épuration MAERA, qui traite les eaux usées domestiques de 19 communes de la métropole de Montpellier, à travers les déversements par temps de pluie (« by-pass ») ou le rejet d'effluents via l'émissaire en mer. *« Les plus fréquentes [pollutions observées], elles sont liées au fonctionnement de la station de Maera [...] Voilà Maera est sous-dimensionnée, donc les eaux traitées ou non qui rentrent dans la station en cas de pluie, et bien la station ne pouvant accueillir le quantitatif, c'est by-passé dans le Lez »* (Enquêté 20, Acteurs associatifs – usagers). La présence d'eaux usées dans les milieux est également associée aux mauvais raccordements de maisons ou d'immeubles ainsi qu'aux débordements du réseau d'assainissement lors d'évènements pluvieux. Le second facteur de dégradation de la qualité de l'eau identifié par les enquêtés, notamment les usagers, concerne les macro-déchets. *« L'observation directe, c'est qu'on retrouve énormément de macro-déchets. »* (Enquêté 19, Acteurs associatifs – usagers). L'association de la présence de macro-déchets et d'une pollution de l'eau s'explique par le fait que ces déchets sont visibles, comme l'indiquent Comby et al. (2019) dans leur étude réalisée au sein de la métropole de Lyon.

Les micropolluants lessivés sur les surfaces imperméables étant invisibles, ils sont peu ou pas mentionnés dans les entretiens. Plusieurs élus admettent ne pas connaître la nature des contaminants générés par la zone urbaine. *« J'ai eu peur que vous me posiez des questions sur les contaminants, là je me suis dit je suis pas sorti de l'auberge parce que j'aurais pas été capable de vous répondre »* (Enquêté 1, Elu). Ainsi, la question de la qualité du ruissellement

urbain est « masquée » par des pollutions plus perceptibles telles que la présence d'eaux usées et de macro-déchets dans les milieux. De plus, bien que le ruissellement urbain accentue les débordements du réseau d'assainissement lors des pluies, il n'est pas directement identifié comme causant des apports d'eaux usées dans les cours d'eau. Les mesures permettant la réduction du ruissellement urbain ne sont donc pas identifiées comme des solutions aux problèmes de pollution de l'eau sur le territoire. Les usagers et élus interrogés mentionnent plutôt l'amélioration des capacités de traitement de la station d'épuration ou des travaux sur le réseau d'assainissement. Dans leur étude, Comby et al. (2019) décrivent des résultats similaires ; ils expliquent que la définition des micropolluants n'est pas partagée par tous les acteurs, et que leur présence dans les eaux pluviales n'est pas considérée comme prioritaire dans la gestion du ruissellement urbain.

Outre la présence d'eaux usées et de macro-déchets dans les milieux, d'autres facteurs de dégradation de la qualité de l'eau sur le bassin versant sont évoqués, notamment par les services techniques et services de l'Etat. Il s'agit en particulier de la présence de pesticides et de pollutions accidentelles. Cela concerne également la forte modification morphologique des cours d'eau et les forts étiages qu'ils subissent, ou encore l'eutrophisation et le comblement des étangs Palavasiens. « *Alors, sur le bassin versant du Lez, c'est un petit bassin versant avec un fleuve côtier, des étangs qui sont très sensibles, qui ont une problématique eutrophisation très forte.* » (Enquête 14, Services de l'Etat). Ces divers problèmes de qualité de l'eau sur le bassin versant sont visés en priorité par les objectifs du SAGE. « *Les points de départ [pour l'écriture du premier SAGE] quand même, c'était ces pollutions effectivement, et notamment les pollutions sur les étangs* » (Enquête 10, Services techniques), lesquelles pouvaient donner lieu à des sanctions en cas de non atteinte des objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE).

La prise en compte de ces problèmes sur le bassin versant s'explique aussi par les enjeux économiques associés, via les activités de loisir, de pêche, ou encore la conchyliculture sur les étangs Palavasiens classés milieux sensibles.

En conclusion, la première partie de cette analyse montre que le ruissellement urbain est une question récemment identifiée comme problème et prise en compte par certains acteurs du territoire sous son aspect quantitatif. Sa gestion passe actuellement par la construction de bassins de rétention pour gérer les pluies extrêmes. La question de la qualité lors des petites et moyennes pluies n'est pas considéré comme un problème

par de nombreux acteurs car ; (1) le ruissellement n'est pas toujours associé aux débordements d'eaux usées, et (2) les micropolluants qu'il véhicule sont méconnus, invisibles et ne renvoient pas à de forts enjeux économiques et réglementaires. Bien que les services techniques et services de l'Etat aient connaissance des contaminations liées au ruissellement pluvial, d'autres problèmes sont considérées comme prioritaires sur le bassin versant. Le ruissellement urbain est donc une question dont l'émergence actuelle est essentiellement le fait des scientifiques et non des mondes politique et institutionnel. On peut même dire qu'elle peine à devenir un problème public, inscrit à l'agenda.

A travers les entretiens semi-directifs, le groupe de discussion et l'étude hydrologique, ce travail permet la mise en visibilité d'un problème public en construction, qui n'existe pas encore pour certaines catégories d'acteurs. L'utilisation d'outils sociologiques met en lumière sa trajectoire complexe.

4.3.2. Représentations de la notion de désimperméabilisation sur le territoire

Etant donné que la question des contaminations dues au ruissellement urbain peine à émerger en tant que problème public, ce sujet ne peut actuellement pas constituer un moteur à la mise en place des techniques alternatives. Cependant, la désimperméabilisation des espaces urbains est encouragée par le SAGE du bassin versant Lez-Mosson et mentionnée dans le SCoT de la métropole de Montpellier. Cette deuxième partie de l'analyse vise à décrire les représentations qu'ont les acteurs du territoire de la désimperméabilisation, pour ensuite construire des scénarii de gestion du ruissellement urbain. Pour cela, le deuxième échantillon de 15 entretiens menés de façon ciblée ainsi que le groupe de discussion sont analysés.

4.3.2.1. Diverses approches de la désimperméabilisation

La Figure 4.2 présente les mots et groupes de mots associés à la notion de désimperméabilisation dans les entretiens. La taille des mots est proportionnelle au nombre d'entretiens dans lesquels ils apparaissent. Trois catégories de mots peuvent être identifiées ; (1) ceux définissant les processus participant à la désimperméabilisation (représentés en bleu), (2) ceux décrivant les mesures associées (représentés en jaune), et (3) ceux évoquant une réorganisation des espaces urbains associée à la désimperméabilisation (représentés en noir et vert). Il est à noter que certains enquêtés admettent ne pas du tout connaître le plan de désimperméabilisation mentionné dans le SCoT.

Les trois processus les plus évoqués définissant la désimperméabilisation sont « Enlever le béton », « Infiltration » et « Eviter l'imperméabilisation ». La Figure 4.2 montre que les principales mesures associées à ces processus renvoient à l'aménagement d'espaces dédiés à la gestion des eaux pluviales, tels que les « bassins de rétention », les « espaces verts » et les terrains des particuliers, à travers le mot « parcelle ». En revanche, il ne transparait pas ou très peu de volonté de faire évoluer le reste des espaces urbains vers une plus grande perméabilité. En effet, si les enquêtés indiquent que la désimperméabilisation engendre une réorganisation de la ville à travers les termes « aménagement urbains », « densification » et « renouvellement urbain », c'est dans une optique de libérer davantage d'espaces pour des bassins de rétention et espaces verts et non dans une dynamique de penser autrement l'urbanisme pour rendre l'ensemble des espaces urbains plus perméables. *« C'est-à-dire qu'en fait on va densifier l'habitat, [...] et on va plutôt travailler sur la hauteur, sur le vertical, et pas sur l'horizontal, et donc du coup on va rendre en fait de l'espace libre, et du coup désimperméabiliser. »* (Enquêté 9, Services techniques). Peu d'enquêtés parlent de résilience, de nature en ville, de verdure, ou encore de zones tampons. *« Dans le cadre du renouvellement urbain, en fait tout ce qui a été bétonné à outrance, donc partout où on a fait beaucoup de trottoirs, beaucoup de parcs de stationnement, on essaye d'optimiser ces secteurs en enlevant tout ce béton et en recréant des zones vertes, des zones de noues... voilà. Donc ça, c'est inscrit dans le SAGE, le SDAGE le demande aussi »* (Enquêté 10, Services techniques).

L'analyse révèle de grandes divergences dans les représentations de la désimperméabilisation entre les catégories d'acteurs. Bien que tous s'accordent à dire que cela consiste à réduire/enlever la surface bétonnée et permettre la rétention, le stockage, l'infiltration et l'absorption, les services techniques et les services de l'Etat abordent d'autres notions. Ils parlent davantage d'éviter l'imperméabilisation nouvelle, de compenser les surfaces existantes, de gérer les eaux pluviales à la source et de retenir les flux à l'amont. Ces idées ont également été mentionnées dans le groupe de discussion. *"Pour moi qu'est-ce que c'est la désimperméabilisation et bien, c'est le fait que le nombre de surfaces bâties, le nombre d'enrobés tout ça [...] diminuent."* (Participant GD 1, Elu).



Figure 4.2 Notions évoquées par les enquêtés autour du thème "désimperméabilisation"

Concernant les mesures permettant la désimperméabilisation, tous les entretiens évoquent les bassins de rétention et la création d'espaces verts ou la plantation d'arbres. Ces points sont surtout largement décrits par les élus. « *on a créé également un bassin de rétention, et bassin de rétention à ciel ouvert, qui sert quand il pleut pas d'aire de jeu, d'aire de loisir, c'est planté etc., et quand il pleut, il sert à retenir l'eau et à l'absorber, voilà. Alors ça c'est vraiment un exemple caractéristique d'une construction en centre-ville pour désimperméabiliser.* » (Enquêté 4, Elu). Considérant ces efforts faits, certains affirment que la désimperméabilisation est déjà effective sur leur territoire. « *On a déjà désimperméabilisé énormément de choses* » (Enquêté 4, Elu). Par ailleurs, les élus et certains services techniques insistent sur la rétention et l'infiltration à la parcelle, montrant que pour eux, les particuliers ont une part de responsabilité importante dans la mise en place la désimperméabilisation. « *Nous au niveau des permis de construire, on veille à ce qu'il y ait une surface au sol non construite d'un certain pourcentage. [...] Je crois que c'est au moins 25 % de la parcelle*

qui ne doit pas être ni bétonnée, ni en terrasse, ni construite bien sûr. Pour justement assurer une certaine perméabilité » (Enquêté 6, Elu). Les techniques alternatives portées par le SDAGE telles que les noues, toitures végétalisées, jardins de pluie ne sont mentionnées que par certaines catégories d'acteurs, dont les acteurs associatifs, les services techniques et services de l'Etat. Lors du groupe de discussion, constitué de ces mêmes acteurs, les échanges ont également porté sur ces dispositifs. Les revêtements perméables ont été largement évoqués durant le groupe de discussion, alors que seulement deux élus y font référence dans les entretiens. « *Alors ensuite vous avez des types de macadam, qui sont absorbants. D'accord ? Donc ça existe !* » (Enquêté 2, Elu).

Les perceptions de la désimpermeabilisation sont donc variables entre les catégories d'acteurs. Cette diversité peut s'expliquer par les différentes visions de la gestion du ruissellement urbain. Lorsque la désimpermeabilisation est placée dans le cadre de la lutte contre les inondations lors des pluies extrêmes, les bassins de rétention sont évoqués. C'est principalement le cas des élus. A l'inverse, lorsque la gestion des pluies courantes est visée, les techniques alternatives favorisant l'infiltration sont davantage mentionnées, notamment par les services techniques et services de l'Etat. « *Les surfaces qui sont imperméabilisées, on peut trouver des moyens d'infiltrer les pluies fréquentes là-dessus, parce que l'objectif c'est ça, c'est les pluies fréquentes, c'est pas d'infiltrer la crue centennale* » (Enquêté 11, Services de l'Etat). D'après Comby et al. (2019), les techniques alternatives sont perçues comme mesures de réduction du risque inondation sur le territoire Lyonnais. Cependant, les intenses épisodes pluvieux caractéristiques du climat méditerranéen expliqueraient pourquoi ce n'est pas le cas au sein de la métropole de Montpellier.

4.3.2.2. *Différents freins et leviers associés aux techniques alternatives*

La Figure 4.3 présente les principaux freins et leviers identifiés dans les entretiens par rapport à la mise en place de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur le territoire. L'objectif du graphique n'est pas d'associer des données chiffrées aux éléments mentionnés dans les entretiens mais plutôt de donner de la visibilité à l'analyse du corpus.

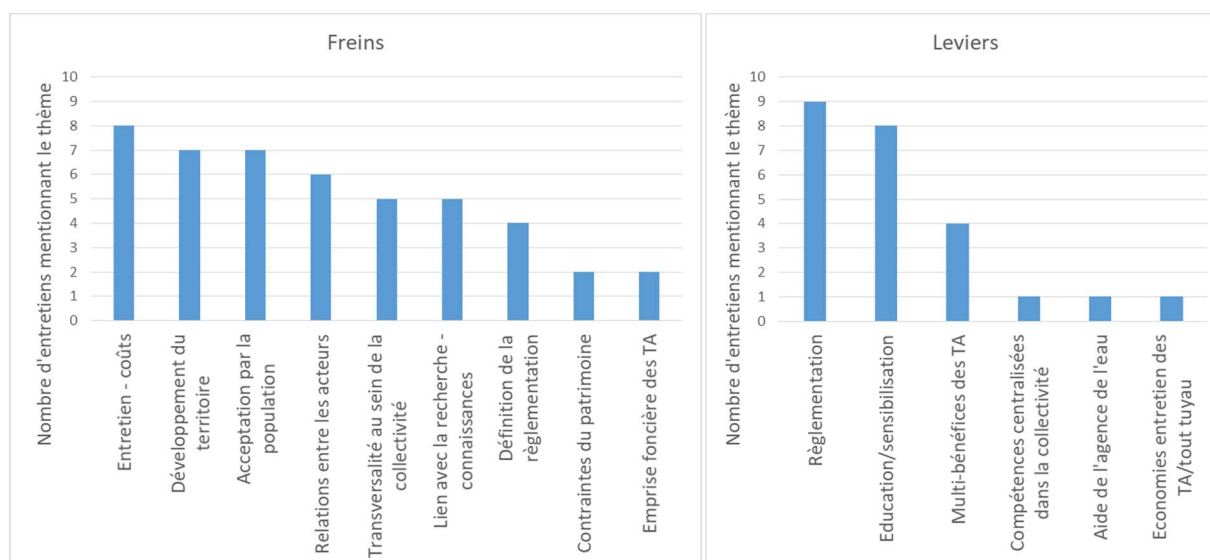


Figure 4.3 Freins et leviers associés à la désimperméabilisation dans les entretiens

Le principal frein identifié par l'ensemble des acteurs du territoire, notamment par les élus, est le coût d'installation et d'entretien des techniques alternatives. « *Le coût de gestion est terrifiant, surtout si c'est des petits espaces verts dispersés partout ! Le temps que les gars y aillent, ils y retournent... c'est l'horreur.* » (Enquête 1, Elu). Cependant, dans le groupe de discussion et dans certains entretiens, les techniques alternatives sont vues comme potentiellement avantageuses en termes de coûts. « *ça coûte cher de garder à la source, mais ça coûte moins cher au final que de tout refaire. [...] même si au départ ça paraît cher, eh bien au final dans les avantages coûts-bénéfices, on s'y retrouve. Voilà si on fait comme si les tuyaux pouvaient tout avaler effectivement ça coûte beaucoup plus cher mais les faits donnent malheureusement souvent raison à l'inverse.* » (Enquête 11, Services de l'Etat). Sibeud et al. (2018) montrent également que les techniques alternatives peuvent être moins coûteuses à l'échelle d'un aménagement sur le moyen et long terme et présenter plus de bénéfices que la gestion classique en « tout-tuyau ». Ainsi, de nombreux acteurs méconnaissent les techniques alternatives et leur fonctionnement. Des observations similaires sont décrites par Comby et al. (2019) dans leur enquête menée à Lyon, où les acteurs identifient également l'entretien et les coûts des techniques alternatives comme principale difficulté à leur mise en place.

Les freins les plus évoqués dans les entretiens diffèrent entre les catégories d'acteurs. Pour les élus, les trois principales difficultés sont liées ; (1) aux coûts, (2) au développement du territoire, à travers les objectifs de création d'habitats qui génèrent de l'urbanisation et qui rendent difficile la désimperméabilisation, et (3) à l'acceptation des techniques alternatives

par la population. En effet, des contraintes sont imposées aux particuliers lors de la construction pour permettre la rétention et l'infiltration à la parcelle, et la réorganisation des espaces urbains associée à la désimperméabilisation peut être difficilement acceptée par la population. « *Le renouvellement urbain demande beaucoup plus de concertation que le développement urbain! [...] C'est normal, si on modifie votre cadre de vie sous vos fenêtres, vous vous exprimez, c'est normal!* » (Enquêté 3, Elu).

Les services techniques et services de l'Etat évoquent davantage des difficultés de communication entre différents acteurs du territoire. Premièrement, cela concerne les relations avec la collectivité et les aménageurs. Deuxièmement, les enquêtés insistent sur le manque de transversalité. « *Jusqu'à présent c'est que l'assainissement c'est simple, il y a un service qui s'occupe de tout. Dès lors qu'on fait un peu d'assainissement avec des techniques alternatives ça peut être un peu différent, parce que ça peut être les espaces verts qui gèrent, ça peut être les services voiries et c'est plus que l'assainissement qui gèrent ça, c'est le service voirie, le service espaces verts avec le service assainissement et ça c'est difficile. La transversalité au sein des collectivités, elle est pas encore complètement acquise là-dessus, donc il y a tout un travail à faire.* » (Enquêté 13, Services de l'Etat). Ce point a d'ailleurs fait l'objet d'échanges lors du groupe de discussion. Dans leur étude, Cossais et al. (2018) mettent également en évidence les difficultés liées aux changements organisationnels qu'induit la mise en place de techniques alternatives au sein de la métropole de Lyon.

Les services techniques évoquent par ailleurs le manque de lien avec les scientifiques qui permettrait d'apporter des connaissances et retours d'expérience sur les techniques alternatives. « *Y'a pas de recherche non plus, c'est-à-dire qu'au niveau de la métropole de Toulouse, de Bordeaux, de Lyon, y'a de la recherche. Notamment Lyon, moi j'avais participé à quelques conférences du GRAIE, [...] ils mettaient en place des techniques alternatives, et ils faisaient des mesures pour voir quel était l'impact de ces techniques alternatives.* » (Enquêté 10, Services Techniques). Ce point-là a été largement évoqué lors du groupe de discussion, en prenant l'exemple de la métropole de Lyon. « *A la métropole de Montpellier nous n'arrivons absolument pas à avoir ce type de partenariat [...] de développement de recherche, qui permettrait en fait d'améliorer la situation de l'eau dans la ville. C'est quelque chose qui existe à Lyon depuis 30 ans, [...] et on a jamais réussi à mettre ça en place, ni sur l'agglo de Montpellier ni sur la métropole de Montpellier* » (Participant GD 8, Scientifiques). Comby et al.

(2019) montrent que l'approche Lyonnaise de la gestion des eaux pluviales s'inscrit dans un interventionnisme infrastructurel, c'est-à-dire à l'interface entre science et gestion. Selon eux, ce sont les scientifiques, via des sites de démonstration, des retours d'expérience et de nouvelles connaissances produites, qui amènent les arguments aux autres acteurs du territoire pour favoriser la mise en place des techniques alternatives. Soyer et al. (2014) confirment cela en montrant comment la présence d'un observatoire d'hydrologie urbaine permet l'innovation en matière de gestion des eaux pluviales dans les métropoles de Lyon, Nantes et Paris.

En outre, les services techniques et services de l'Etat soulignent la difficulté à définir une réglementation adaptée pour cadrer la mise en place de techniques alternatives et effectuer un suivi de la désimperméabilisation à différentes échelles. *"Aujourd'hui les services de l'Etat, ne veulent pas entendre parler des mesures à la parcelle, [...] c'est pas décompté dans la compensation qu'ils souhaitent eux de 120 L/m² imperméabilisé. Ils peuvent pas le compter parce qu'ils peuvent pas le contrôler. [...] la compensation à la parcelle, ils se disent nous on peut pas aller contrôler, personne peut aller contrôler, et donc ça nous fait peur."* (Participant GD 5, Services techniques).

L'ensemble des freins identifiés peuvent être catégorisés en facteurs sociaux, politiques et économiques. Bien que le facteur économique soit le plus évoqué, diverses difficultés sociales et organisationnelles émergent également de l'analyse. De nombreux enquêtés indiquent que la mise en place de techniques alternatives est un processus très long. *« Voilà la culture du "tout-tuyau" elle est très très présente en France hein, c'est très long pour faire accepter à des élus, à des collectivités d'aller sur des solutions alternatives. [...] C'est vrai que c'est long, je pense que dans le Sud, ils commencent à être sensibilisés, après voilà, ça commence. »* (Enquêté 13, Services de l'Etat).

Concernant les leviers identifiés par les acteurs du territoire pour permettre la mise en place de techniques alternatives, la réglementation est vue comme l'outil principal permettant de cadrer et d'imposer la désimperméabilisation. *« Parce que si vous dites dans le PLUi, il n'y a plus aucune possibilité que les espaces publics soient fait sans des éléments absorbants, c'est dans le PLUi. Donc n'importe quel particulier peut attaquer une commune qui décide de faire un parking de supermarché comme les autres.»* (Enquêté 2, Elu). Par ailleurs, l'éducation et la sensibilisation des acteurs sont évoquées.

Les élus mentionnent principalement la sensibilisation des populations. « *Il va falloir qu'on éduque nos populations. Là aujourd'hui, moi c'est des courriers entiers, des réclamations, et mes trottoirs il y a des herbes dessus, et la rue, et truc machin, etc etc. Donc pour redonner la place à la nature dans de l'urbain, pas en périphérie du milieu urbain, en périphérie du milieu urbain c'est simple, dans les espaces verts c'est simple, dans les rues, c'est pas simple.* » (Enquête 1, Elu). A l'inverse, les services techniques et services de l'Etat montrent l'importance de sensibiliser les acteurs impliqués dans la gestion des eaux pluviales et dans l'urbanisme. « *Il y a un gros volet sensibilisation, information, formation, que ça soit sur les décideurs, sur les bureaux d'études, et les aménageurs pour... voilà réaliser ces aménagements-là.* » (Enquête 10, Services techniques). Les bénéfices multiples des techniques alternatives, tels que la réduction des îlots de chaleur, l'augmentation du bien-être en ville, de la biodiversité, de la qualité de l'air, ainsi que l'adaptation changement climatique sont rarement cités. Finalement, les arguments économiques tels que les aides de l'agence de l'eau et les économies qui peuvent être réalisées sur l'entretien des dispositifs sont également très peu mentionnés.

Cette deuxième partie de l'analyse révèle que les techniques alternatives sont portées par des acteurs qui ne sont pas décideurs, notamment à travers l'absence des élus lors du groupe de discussion et les divergences entre les discours des services techniques et des élus. La mise en place de ces mesures dans le cadre d'une désimperméabilisation des espaces urbains est par ailleurs une question émergente pour les services techniques et services de l'Etat, comme en témoigne l'apparition récente de la disposition 5A-04 dans le SDAGE. « *Depuis octobre 2015, on a fait voter par notre conseil d'administration, le financement de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, en routine dans notre programme. [...] La disposition, Eviter, réduire, compenser et limiter l'impact des nouvelles surfaces imperméabilisées, elle a été rédigée dans le SDAGE 2015-2020, donc ça c'était la grande nouveauté du SDAGE* » (Enquête 13, Services de l'Etat). D'autre part, l'absence des élus lors du groupe de discussion a permis aux acteurs présents de s'exprimer plus librement, et de créer des échanges autour du manque de portage politique des sujets abordés. Il apparaît que les participants, représentant les services techniques, services de l'Etat, associatifs et scientifiques, ne peuvent pas à eux seuls être acteurs du changement pour mettre en place la transversalité. Ils soulignent la nécessité d'un portage politique fort sur les questions de désimperméabilisation des espaces urbains. L'étude de Soyer et al. (2014) montre d'ailleurs

que la prise en charge politique de ces questions peut être un moteur de l'innovation, comme par exemple dans la métropole de Rennes ou la communauté d'agglomération du Douaisis.

Lors du groupe de discussion, de nombreux avantages techniques associés aux techniques alternatives ont été discutés. L'analyse révèle que ces avantages ne sont pas connus par de nombreux acteurs, notamment les élus. Dans ce contexte, ce travail de thèse peut permettre d'apporter de nouvelles connaissances sur l'impact des techniques alternatives sur les flux de contaminants en milieu urbain sous le climat méditerranéen. Les entretiens menés montrent que la communication des résultats aux différents acteurs du territoire sera aussi importante que l'étude hydrologique en elle-même.

4.4. Conclusion

La mobilisation d'outils sociologiques permet d'inscrire l'étude hydrologique dans son contexte hydro-sociétal. Dans un premier temps, la position d'observateur prise lors des entretiens permet de comprendre les différentes représentations de la gestion du ruissellement urbain sur le territoire. L'analyse révèle que le risque d'inondation associé aux intenses épisodes pluvieux caractéristiques du climat méditerranéen se place comme problème majeur de gestion des eaux pluviales. Le ruissellement sur les surfaces imperméables, qui apparaît progressivement comme une cause directe des inondations en zone urbaine, est géré de manière quantitative pour limiter les impacts des événements extrêmes. Les volets quantitatifs et qualitatifs de la gestion de l'eau sont traités indépendamment sur le territoire. Les dégradations de la qualité de l'eau sont généralement abordées par la présence d'eaux usées et de macro-déchets dans les milieux. Cependant, ces pollutions ne sont pas directement attribuées au ruissellement urbain et les micropolluants lessivés sur les surfaces imperméables sont mal connus des différents acteurs, notamment car ils ne font pas l'objet de forts enjeux réglementaires.

Les contaminations liées au ruissellement pluvial sont donc peu prises en compte et essentiellement portées par les scientifiques. Cette conclusion fait apparaître un besoin de communication entre les scientifiques et d'autres catégories d'acteurs pour apporter des connaissances sur ces contaminations. Dans ce cadre, l'animation du groupe de discussion permet de contribuer à la construction du problème émergent de la gestion qualitative du ruissellement urbain.

L'analyse des entretiens et du groupe de discussion permet par ailleurs de mieux comprendre comment les acteurs du territoire s'approprient la notion de « désimperméabilisation » inscrite dans le SDAGE. Il apparaît que tous les acteurs du territoire ne partagent pas la même vision de cette désimperméabilisation. Tandis que les mesures permettant la gestion des eaux pluviales sont principalement associées aux bassins de rétention, les techniques alternatives permettant la gestion à la source des pluies courantes sont portées par des acteurs qui ne sont pas décideurs.

Diverses difficultés associées à la mise en place des techniques alternatives émergent de l'analyse. Le coût d'installation et d'entretien de ces dispositifs est le premier frein identifié. Plusieurs facteurs sociaux et politiques sont également évoqués. L'organisation des services en « silo » au sein de la collectivité est remise en cause par la nécessité de coordination inhérente aux techniques alternatives qui font appel aux domaines de l'eau, des espaces verts, mais aussi de la voirie et de l'urbanisme. Un manque de portage politique est aussi identifié, associé au fait que les techniques alternatives ne représentent pas une priorité pour les décideurs. En effet, il apparaît que la métropole de Montpellier met principalement en avant l'acquisition d'équipements importants, tandis que les dispositifs de gestion à la source des eaux pluviales sont plutôt de l'ordre du déséquipement. Enfin, une connexion forte entre science et gestion apparaît comme une nécessité pour favoriser la mise en place de techniques alternatives sur le territoire, comme c'est par exemple le cas au sein de la métropole de Lyon.

Ainsi, l'étude hydrologique répond à un besoin de connaissances sur les potentiels bénéfiques des techniques alternatives en milieu urbain sous le climat méditerranéen. L'analyse des entretiens et du groupe de discussion amène à prendre en compte différents points de vue de la désimperméabilisation dans la construction des scénarii de gestion du ruissellement urbain. Les résultats confirment le fait que de nombreux facteurs non-hydrologiques influencent la mise en place des TA sur la zone d'étude. Bien que nous espérons des regards très contrastés quant à la désimperméabilisation des espaces urbains, l'analyse met surtout en exergue de nombreux blocages, en particulier d'ordre institutionnel, qui montrent une faible marge de progression dans la mise en place de ces dispositifs. Il n'existe pas d'objectifs précis en termes de désimperméabilisation au sein de la métropole de Montpellier. De plus, les acteurs mettent principalement en avant des mesures appliquées dans le cadre de nouveaux projets d'aménagement, et très peu en ce qui concerne

la désimperméabilisation d'espaces déjà urbanisés, tels que le bassin versant du Verdanson. Cependant, ces espaces sont les principales sources de contaminations des eaux urbaines, à travers le lessivage des surfaces imperméables et les débordements du réseau d'eaux usées, qui est unitaire dans le centre-ville de Montpellier.

Dans ce contexte, afin de montrer comment un changement de pratique, via la désimperméabilisation, peut réduire les transferts de contaminants issus de la zone urbaine, nous choisissons de construire des scénarii qui (1) s'appliquent à des espaces déjà urbanisés ; (2) se basent sur des dispositifs de gestion à la source, peu connus par rapport aux dispositifs centralisés comme les bassins de rétention, qui sont vus comme gage de protection contre le risque d'inondation sous le climat méditerranéen ; (3) considèrent des dispositifs « simples » et dont la mise en place est réalisable d'un point de vue technique. Les scénarii s'appuient sur des descriptions génériques de TA, le but n'étant pas là de tenir explicitement compte de tous les aspects de leur conception.

Ainsi, les scénarii définis dans la suite de ce travail consistent à tester la déconnexion des toitures et la mise en place de revêtements perméables, sur différents types de surfaces urbaines telles que les routes, les parkings et les espaces piétonniers, qui regroupent les trottoirs, les places publiques ainsi que les terrains particuliers. Différents niveaux d'application sont testés au sein d'une sélection d'espaces urbanisés tels qu'une zone hospitalière, un campus universitaires, des quartiers résidentiels plus ou moins denses ou encore un quartier du centre historique.

CHAPITRE 5 Modélisation des effets des scénarii de désimperméabilisation sur les volumes ruisselés et les flux de matières en suspension dans les espaces urbains

5.1.Objectifs

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer l'impact des scénarii de gestion du ruissellement pluvial discutés précédemment sur les volumes ruisselés et les flux de matière en suspension (MES) générés par différents espaces urbanisés. Etant donné qu'une des difficultés majeures associées à la modélisation des techniques alternatives (TA) concerne leur application à plus large échelle que celle de l'aménagement (Andrieu et al., 2017), ce travail propose de modéliser la désimperméabilisation d'espaces urbanisés en se basant sur la méthode de discrétisation d'un bassin versant en unités de réponse qualité (URQ) présentée au Chapitre 3. L'implantation de revêtements perméables et la déconnexion des toitures sont ainsi testées au sein de sous-bassins représentatifs d'utilisations du sol typiques en zone urbaine. Il s'agit de zones résidentielles de différentes densités, de grands équipements tels qu'une zone hospitalière ou un campus universitaire, ainsi qu'une zone de centre-ville. Cette étude ne prétend pas vouloir dimensionner précisément les dispositifs en représentant tous les aspects de leur conception, mais plutôt de prendre en compte une description générique afin d'évaluer à l'échelle d'espaces urbanisés les bénéfices de leur mise en œuvre, donc de la désimperméabilisation. L'application des scénarii est réalisée pour différentes pluies de projet représentatives du climat méditerranéen dans des sous-bassins versants tests délimités dans le bassin versant du Verdanson. Ce travail vise à répondre à deux questions principales : (1) comment les bénéfices des TA varient parmi les sous-bassins ayant différentes utilisations du sol ? (2) Quelle est l'influence de la période de retour des événements pluvieux sur les bénéfices des dispositifs considérés ?

Ce chapitre est basé sur la traduction de l'article « Modelling the effects of stormwater control measures on runoff volume and particulate load in urban catchments » publié dans la revue *Urban Water Journal* (Annexe 7).

5.2. Application des scénarii de gestion du ruissellement

Deux techniques alternatives de gestion des eaux pluviales pouvant être mises en place dans des espaces déjà urbanisés sont testées dans les scénarii : la mise en place de revêtements perméables et la déconnexion des toitures. Tandis que la déconnexion des toitures consiste à transférer le ruissellement vers les surfaces perméables, l'implantation de revêtements perméables consiste à remplacer les surfaces imperméables par des matériaux poreux qui permettent l'infiltration dans le sol. Les impacts des scénarii sont évalués à l'échelle de l'évènement pluvieux à partir de simulations basées sur des pluies de projets de périodes de retour 0,5, 1, 2 et 5 ans. La méthode Chicago (Kiefer et Chu, 1957) est utilisée pour construire le hyétogramme, basé sur une durée de 4 h. Les courbes intensité-durée-fréquence sont fournies par Montpellier Méditerranée Métropole.

Les bénéfices des scénarii sont évalués en termes de réduction de volume ruisselé et de masse de MES exportées. Le chapitre 3 ayant montré que la discrétisation d'un bassin versant en URQ est une méthode capable de représenter correctement des hydrogrammes observés, il sera considéré que le modèle représente de façon satisfaisante les réductions de volumes ruisselés engendrées par les scénarii. Sachant qu'aucune donnée de concentration en MES n'est disponible pour paramétrer la valeur du coefficient de lessivage K_w , la réduction de masse de MES exportées est estimée dans un intervalle borné par le maximum et le minimum des valeurs de réduction obtenues dans la gamme de variation de K_w . Il est à noter que ce coefficient est considéré identique entre les URQ. L'intervalle de valeurs de K_w est fixé à $[10^{-4}; 10^{-3}; 10^{-2}]$ (h.mm⁻²), en fonction de la littérature (Rossman, 2015).

Bien que le logiciel SWMM propose des modules pour simuler l'impact de techniques alternative des eaux pluviales, ces outils ne sont pas utilisés dans cette étude. En effet, ils ont été développés pour une utilisation à très petite échelle et requièrent de nombreux paramètres de calage. De plus, certains chercheurs ont montré que ces modules ne sont pas toujours adaptés pour la modélisation de certaines techniques telles que les citernes pluviales et les revêtements perméables (Campisano et al., 2017; Zhang et Guo, 2015). Ainsi, la déconnexion des toitures est modélisée en redirigeant le ruissellement provenant des toitures pentues vers les surfaces perméables et l'implantation de revêtements perméables sur les routes, parkings et espaces piétonniers est modélisée en modifiant les paramètres hydrologiques associés à ces URQ, comme l'indique le Tableau 5.1.

Tableau 5.1 Paramètres hydrologiques associés aux unités de réponse qualité

	Etat initial des Unités de réponse qualité							Scénarii appliqués aux Unités de réponse qualité		
	Routes	Toitures pentues	Toitures terrasses	Parkings	Espaces piétonniers	Surfaces perméables	Espaces en eau	Routes perméables	Parkings perméables	Espaces piétonniers perméables
Surface (ha)	Définie depuis la méthode d'échantillonnage stratifié d'analyse de l'occupation du sol présentée au chapitre 3							30 - 70% des routes	50 - 100 % des parkings	50 - 100% des espaces piétonniers
Longueur d'écoulement (m)	Longueur d'écoulement du bassin versant	Estimée à l'aide de la législation locale (12)	Même ratio longueur/largeur que le bassin versant				0	Longueur d'écoulement du bassin versant	Même ratio longueur/largeur que le bassin versant	
Pente (%)	Pente moyenne du bassin versant	Estimée à l'aide de la législation locale (30)	0,01	Un dixième de la pente moyenne du bassin versant	Pente moyenne du bassin versant	Pente moyenne du bassin versant	-	Pente moyenne du bassin versant	Un dixième de la pente moyenne du bassin versant	Pente moyenne du bassin versant
Surfaces imperméables (%)	100	100	100	100	100	0	100	0	0	0
Coefficient de Manning	0,033	0,017	0,05	0,033	0,025	0,05	-	0,04	0,05	0,04
Pertes initiales (mm)	1	0	20	1	0,5	8	150	1,5	2	1,5
Curve Number	-	-	-	-	-	50	-	50	50	50

Les processus de transfert dans les réseaux d'assainissement ne sont pas pris en compte car l'analyse se concentre uniquement sur les volumes ruisselés et les flux de MES générés sur les URQ. Le coefficient de lessivage K_w est considéré identique entre l'état initial et les différents scénarii, par conséquent l'équation de lessivage reste inchangée. Les scénarii sont appliqués sur 50 % et 100 % des surfaces des URQ, sauf en ce qui concerne les routes sur lesquelles l'implantation de revêtements perméables est testée sur 30 % et 70 % de la surface. Ces derniers pourcentages sont plus faibles pour tenir compte de la difficulté de mise en place et d'entretien de revêtements perméables sur les routes (Weiss et al., 2019).

Lorsqu'un scénario est appliqué sur seulement une partie de la surface d'une URQ, cette dernière est divisée en deux sous-unités. Leurs longueurs d'écoulement sont identiques à celle de l'unité initiale pour conserver le même hydrogramme. Deux types de revêtements perméables sont considérés dans les scénarii. Premièrement, le béton poreux est choisi pour les routes et les espaces piétonniers car il est plus approprié pour soutenir le trafic routier et plus adapté aux surfaces piétonnières. Le coefficient de Manning et les pertes initiales associés au béton poreux sont supérieurs aux valeurs définies pour les routes imperméables car la rugosité est plus élevée. Deuxièmement, des revêtements perméables de type pavés autobloquants sont choisis pour les parkings. Le coefficient de Manning et les pertes initiales sont plus élevés que pour le béton poreux. Concernant tous les revêtements perméables, le Curve Number (CN) est fixé à 50, ce qui correspond à la valeur définie pour le sol sur la zone d'étude. La sensibilité des concentrations en MES simulées au coefficient de Manning, aux pertes initiales et au CN est négligeable par rapport à l'influence du coefficient de lessivage K_w (Li et al., 2020; Rezaei et al., 2019).

5.3. Bassins versants tests

Six bassins versants tests sont délimités dans le bassin versant du Verdanson. Ils sont sélectionnés pour être représentatifs de classes typiques d'utilisation du sol en zone urbaine : grands équipements, zones résidentielles et centre-ville ancien. La Figure 5.1 présente les caractéristiques (surface, forme, occupation du sol) et les représentations en URQ des bassins versants tests.

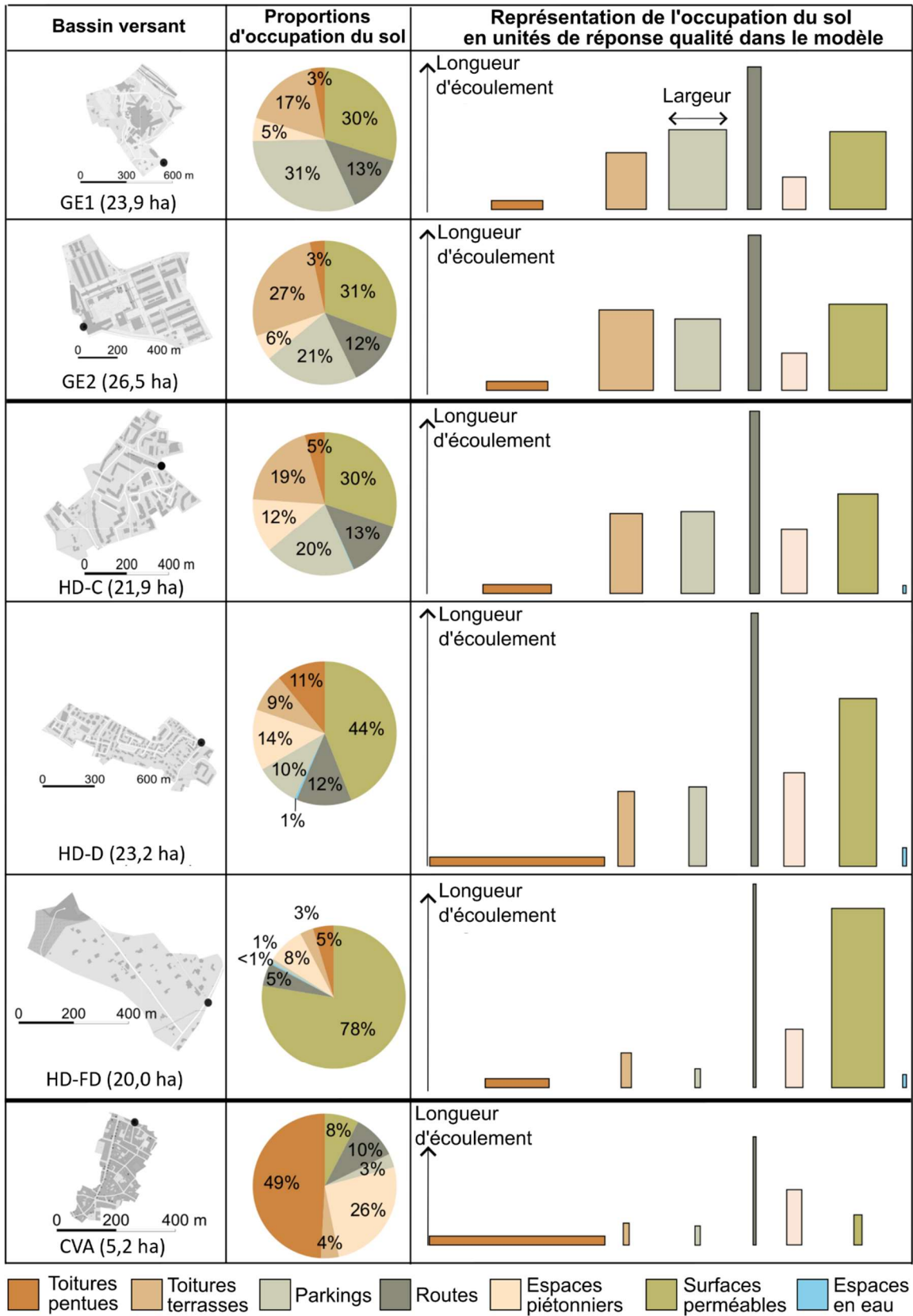


Figure 5.1 Caractéristiques, occupation du sol et discrétisation en unités de réponse qualité des bassins versants tests

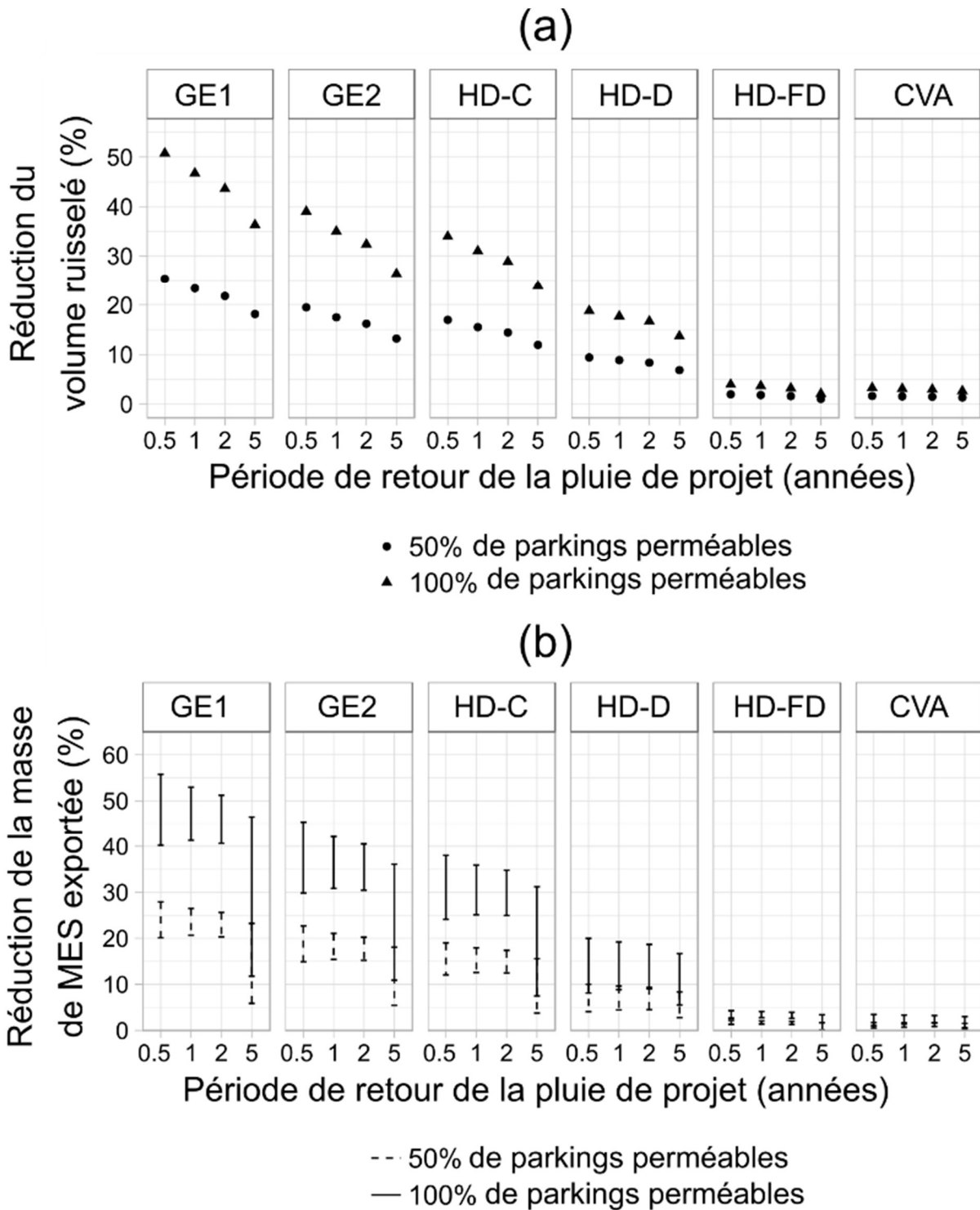
Les deux bassins versants appelés Grands Equipements 1 et 2 (GE1 & GE2) représentent respectivement une zone hospitalière et un campus universitaire. Ils ont des proportions similaires de surfaces perméables, toitures pentues, routes et espaces piétonniers. Cependant, les parkings sont plus importants dans le bassin versant GE1 alors que GE2 est caractérisé par une plus grande fraction de toitures terrasses. L'occupation du sol est plus hétérogène parmi les bassins versants résidentiels, appelés habitats discontinus collectif, dense et faiblement dense (respectivement HD-C, HD-D et HD-FD). Le bassin versant HD-FD est caractérisé par la plus grande proportion de surfaces perméables et les plus faibles pourcentages de toitures terrasses et parkings. Alors que le taux d'imperméabilisation est augmenté dans le bassin versant HD-D, il atteint 70 % de la surface du bassin HD-C. La fraction de toitures pentues est plus élevée concernant HD-D car on y trouve principalement des maisons individuelles, tandis que dans le bassin versant HD-C le bâti est majoritairement composé d'immeubles, expliquant de plus fortes proportions de toitures terrasses et de parkings. Enfin, le centre-ville ancien (CVA) est le bassin versant le plus imperméable, avec de très grandes fractions de toitures pentues et d'espaces piétonniers.

5.4. Résultats

Les bénéfices des revêtements perméables et de la déconnexion des toitures appliqués sur les URQ sont analysés en termes de réduction du volume ruisselé et de la masse de MES exportées pour une pluie de projet donnée. Afin de comparer les impacts des quatre scénarii, les résultats sont présentés à travers quatre figures (Figures 5.2, 5.3, 5.4 et 5.5) construites de la même façon avec les mêmes échelles et unités. Les parties (a) des figures montrent le pourcentage de réduction du volume ruisselé au sein des bassins versants tests pour différentes périodes de retour de la pluie de projet. Les parties (b) représentent quant à elles l'intervalle de réduction possible de la masse de MES exportées, exprimée en pourcentage.

5.4.1. Revêtements perméables sur les parkings

La Figure 5.2 présente les réductions de volume ruisselé et masse de MES exportées engendrées par l'implantation de parkings perméables.



Bassins versants

GE1: Grands Equipements 1 HD-C: Habitat Discontinu - Collectif

GE2: Grands Equipements 2 HD-D: Habitat Discontinu - Dense

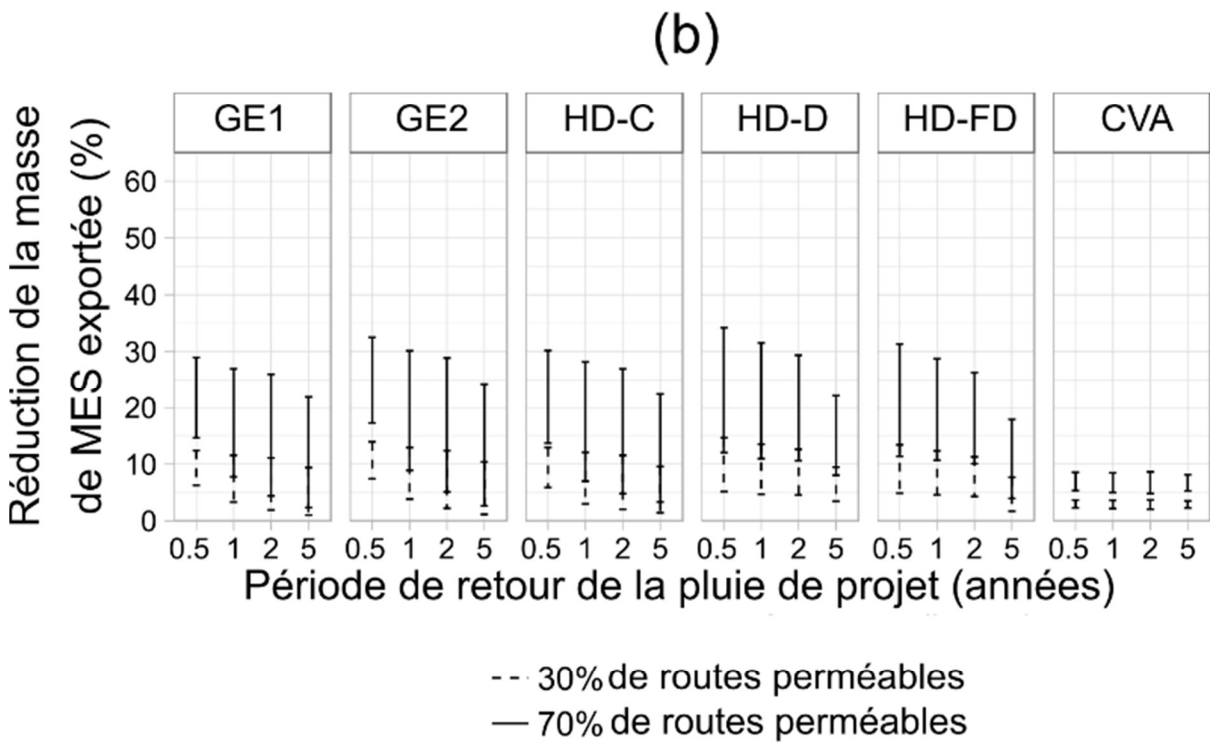
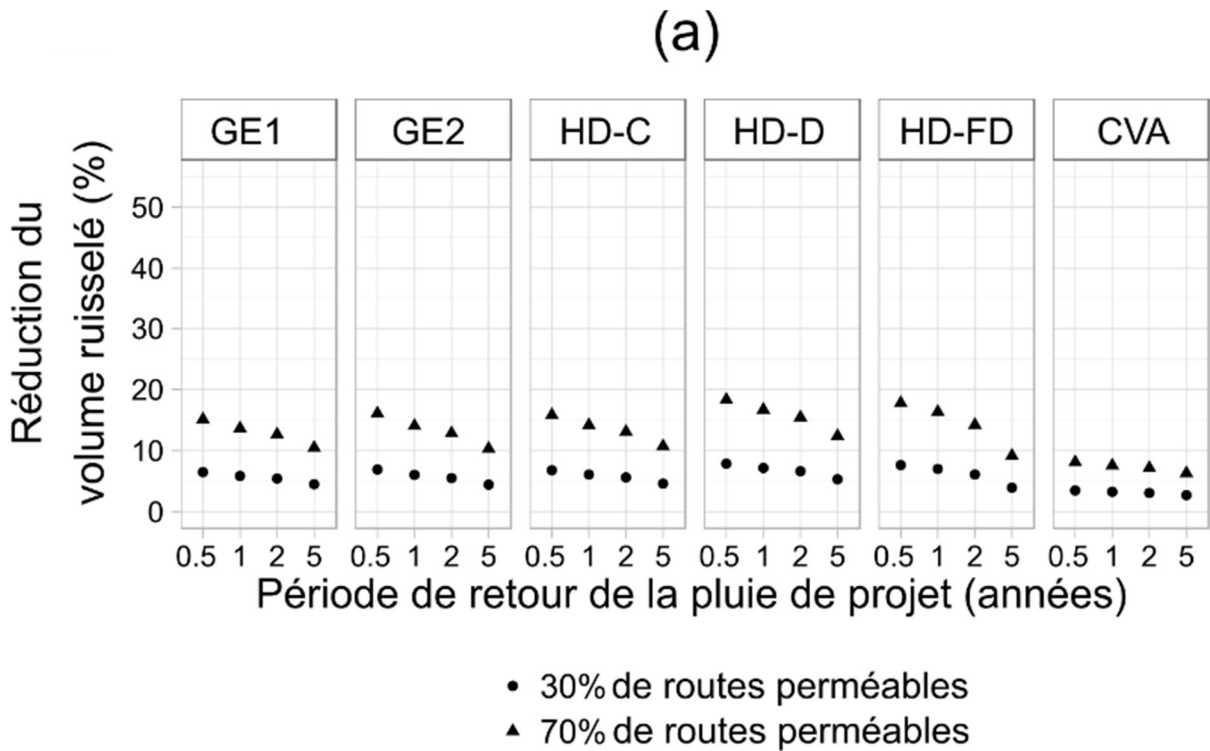
CVA: Centre-Ville Ancien HD-FD: Habitat Discontinu - Faiblement Dense

Figure 5.2 Implantation de 50 % et 100 % de revêtements perméables sur des surfaces de parkings. (a) Réduction de volume ruisselé (%) dans les bassins versants. (b) Réduction de masse de MES exportées (%) dans les bassins versants.

Sur la Figure 5.2a, les plus fortes réductions de volumes ruisselés sont observées dans les grands équipements (GE1 & GE2) et habitats collectifs (HD-C). Les proportions de parkings sont plus élevées dans ces bassins versants (20 à 30 % de la surface totale). À l'inverse, de faibles réductions de volumes ruisselés sont obtenues dans les habitats peu denses (HD-FD) et le centre-ville ancien (CVA) étant donné que les parkings représentent de petites surfaces dans ces bassins versants (<3 % de la surface totale). Sur la Figure 5.2b, des résultats similaires sont observés concernant les réductions de masses de MES exportées. Dans les grands équipements et les habitats collectifs, les flux de MES sont déjà réduits de manière significative lorsque seulement 50 % des parkings sont convertis en surfaces perméables. À l'exception de la période de retour 5 ans, les bénéfices sont d'autant plus importants quand 100 % des parkings deviennent perméables. Par exemple, la masse de MES lessivée sur GE1 est réduite de 40 à 56 % alors que les surfaces de parkings ne représentent que 31 % de la surface totale du bassin versant. Toutefois, les résultats sont plus contrastés concernant la période de retour 5 ans, étant donné que l'intervalle de réduction de la masse de MES exportées est plus important. Dans tous les bassins versants tests, les volumes ruisselés et masses de MES exportées sont les plus réduits pour la pluie de projet de période de retour 6 mois, ce qui montre que les revêtements perméables sont les plus bénéfiques lors d'épisodes pluvieux fréquents.

5.4.2. Revêtements perméables sur les routes

La Figure 5.3 présente les bénéfices des revêtements perméables implantés sur 30 % et 70 % des routes. Quand 70 % des routes deviennent perméables, entre 10 et 20 % de réduction des volumes ruisselés sont observés aux exutoires de tous les bassins versants tests, à l'exception du centre-ville ancien où la réduction de volume ruisselé ne dépasse pas 10 % (Figure 5.3a). Dans tous les bassins versants, les routes représentent entre 10 et 13 % de la surface totale, sauf dans les zones résidentielles peu denses (HD-FD) où seulement 5 % de la surface est couverte par des routes. Cependant, ce bassin versant étant principalement couvert par des surfaces perméables, les routes représentent tout de même 23 % des surfaces imperméables, qui contribuent le plus à l'écoulement et au lessivage des MES. À l'inverse, dans le centre-ville ancien qui est très imperméable, les routes ne représentent que 10 % de la surface totale, leur contribution au ruissellement et au lessivage des MES est donc proportionnellement moindre que dans les autres bassins versants.



Bassins versants

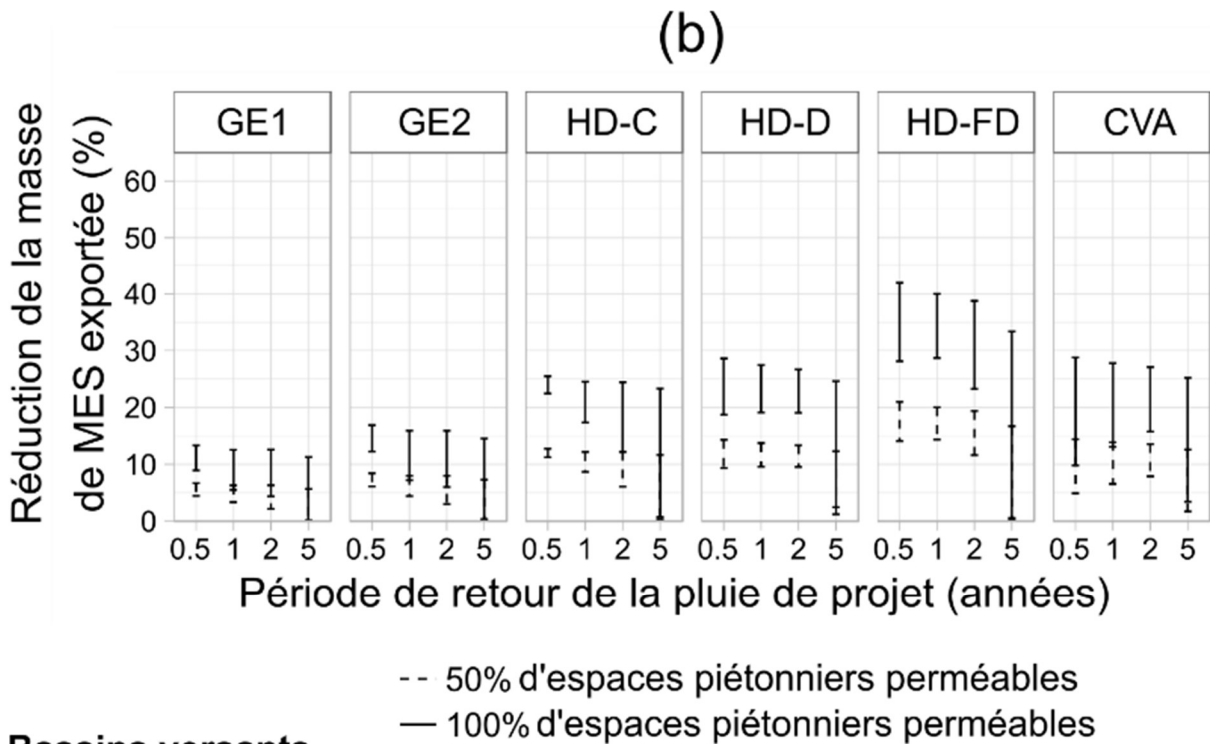
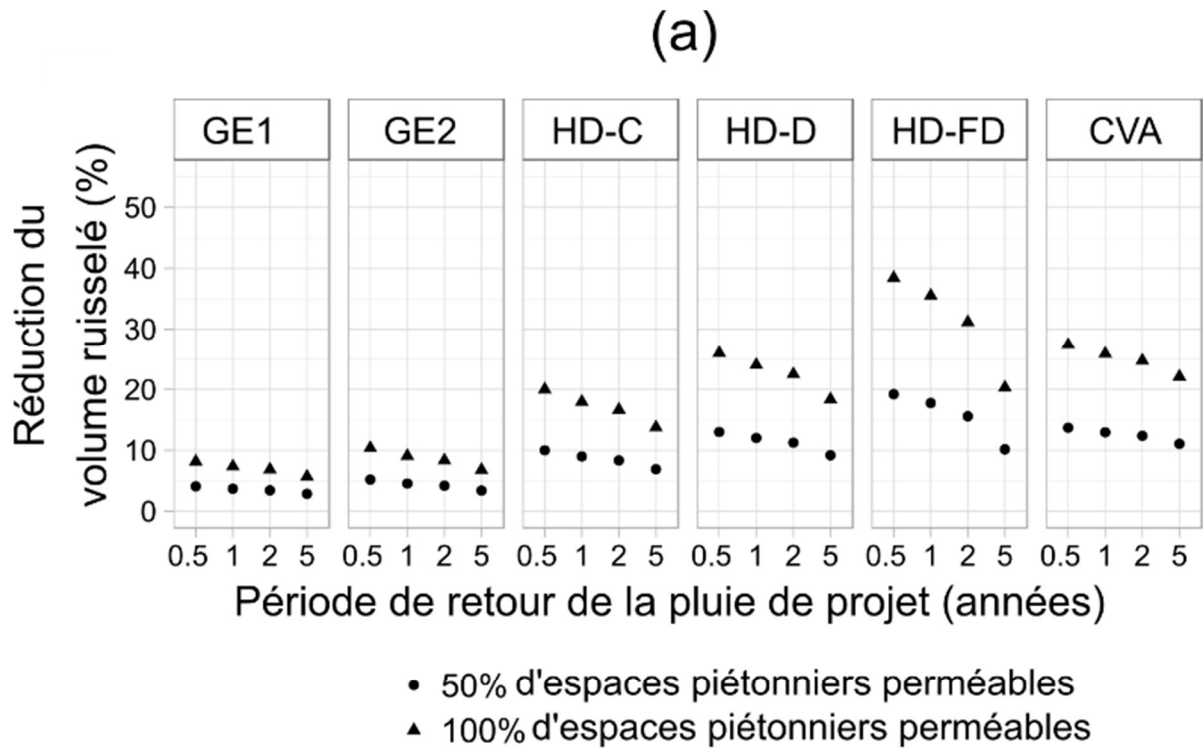
- GE1: Grands Equipements 1 HD-C: Habitat Discontinu - Collectif
 GE2: Grands Equipements 2 HD-D: Habitat Discontinu - Dense
 CVA: Centre-Ville Ancien HD-FD: Habitat Discontinu - Faiblement Dense

Figure 5.3 Implantation de 30 % et 70 % de revêtements perméables sur des surfaces de routes. (a) Réduction de volume ruisselé (%) dans les bassins versants. (b) Réduction de masse de MES exportées (%) dans les bassins versants.

La Figure 5.3b montre que la réduction maximale de masse de MES exportées est plus faible dans le centre-ville ancien que dans les autres bassins versants. De plus, les masses de MES lessivées sont réduites de 1 à 34 % sur l'ensemble des bassins versants tests pour les périodes de retour considérées. La réduction de la masse de MES exportées est globalement supérieure lorsque 70 % des routes sont converties en surfaces perméables. Cependant, aucune distinction significative ne ressort entre les scénarii 30 % ou 70 % d'implantation de revêtements perméables sur les routes. Enfin, de même que sur les parkings, les plus fortes valeurs de réductions des volumes ruisselés et des masses de MES exportées sont atteintes pour les plus petites périodes de retour des pluies de projet.

5.4.3. Revêtements perméables sur les espaces piétonniers

Les réductions de volumes ruisselés et de masses de MES exportées sur les espaces piétonniers perméables sont présentées en Figure 5.4. Contrairement aux parkings, les espaces piétonniers sont les plus bénéfiques dans les zones résidentielles denses et peu denses (HD-D & HD-FD) et en centre-ville ancien (CVA). Lorsque 100 % des espaces piétonniers sont perméables, 18 à 38 % de réduction du volume ruisselé sont observés dans ces trois bassins versants (Figure 5.4a). Pour les périodes de retour 0,5, 1 et 2 ans, les masses de MES exportées sont significativement diminuées lorsque seulement 50 % des espaces piétonniers sont convertis en revêtements perméables (Figure 5.4b). Les bénéfices sont les plus importants dans les zones résidentielles peu denses, bien que les espaces piétonniers ne représentent que 8 % de la surface. Cependant, ce bassin versant étant très perméable, les espaces piétonniers représentent une fraction importante des surfaces imperméables qui sont les plus contributrices à l'écoulement et au lessivage des MES. Au sein du centre-ville ancien, les espaces piétonniers représentent 26 % de la surface totale, ce scénario est donc le plus efficace dans ce type de bassin versant. Sans surprise, les bénéfices sont les plus faibles dans les grands équipements, étant donné que les espaces piétonniers couvrent moins de 6 % de la surface. Bien que les volumes ruisselés soient plus diminués pour les petites périodes de retour, aucune conclusion ne peut être tirée concernant les intervalles de réduction de la masse de MES exportées. Enfin, il est à noter que cet intervalle inclut la valeur 0 % dans le cas de la période de retour 5 ans, ce qui ne permet pas de conclure quant à un réel bénéfice de ce scénario pour les forts événements pluvieux.



Bassins versants

GE1: Grands Equipements 1 HD-C: Habitat Discontinu - Collectif

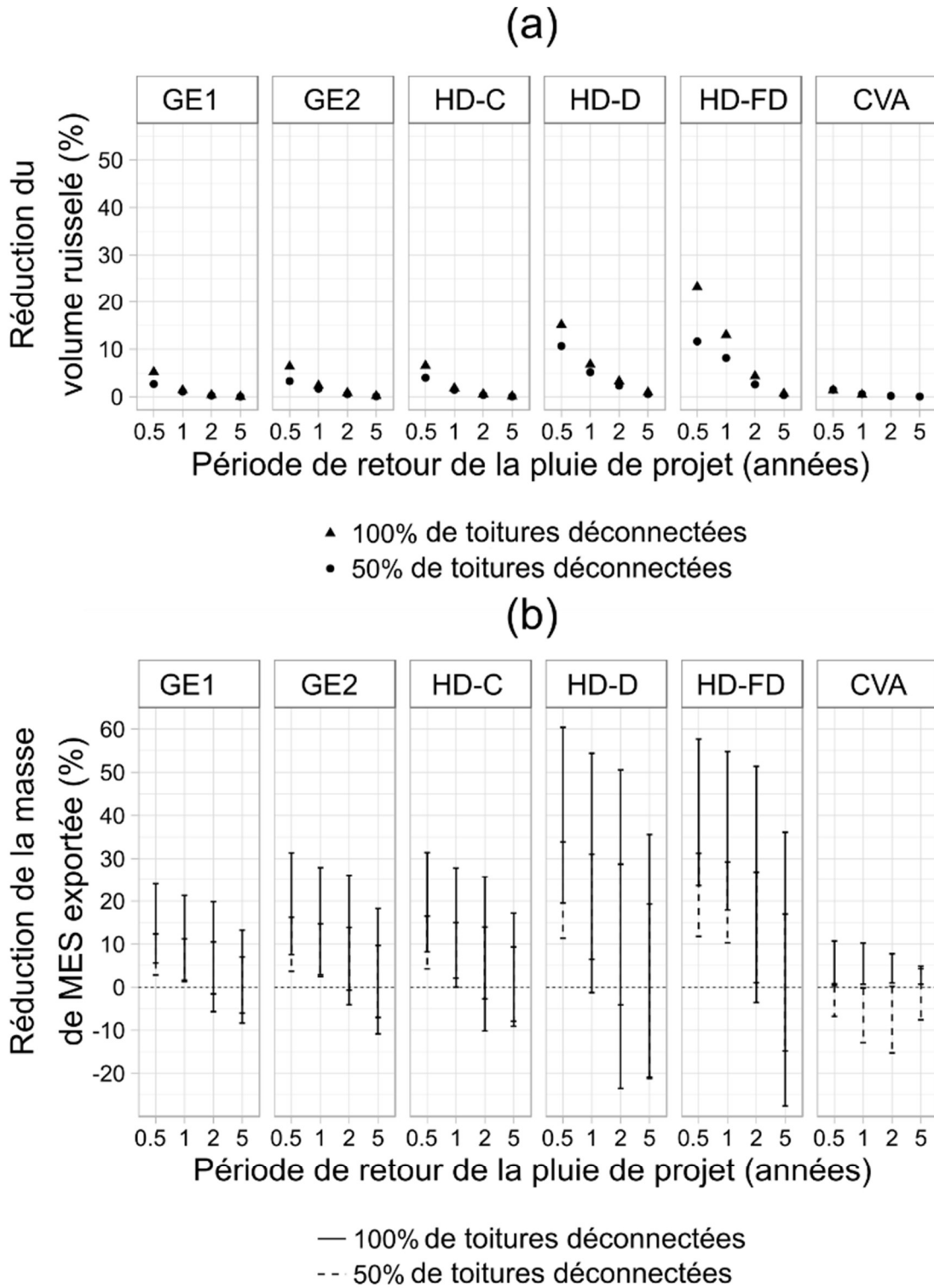
GE2: Grands Equipements 2 HD-D: Habitat Discontinu - Dense

CVA: Centre-Ville Ancien HD-FD: Habitat Discontinu - Faiblement Dense

Figure 5.4 Implantation de 50 % et 100 % de revêtements perméables sur les espaces piétonniers. (a) Réduction de volume ruisselé (%) dans les bassins versants. (b) Réduction de masse de MES exportées (%) dans les bassins versants.

5.4.4. Déconnexion des toitures

La Figure 5.5 présente les réductions de volume ruisselé et masse de MES exportées obtenues après la déconnexion de 50 % et 100 % des toitures pentues. Les résultats montrent qu'aucune réduction du volume ruisselé n'est observable pour la période de retour 5 ans tandis que les plus fortes réductions sont simulées pour les plus petites pluies de projet (Figure 5.5a). Concernant la pluie de période de retour 6 mois, les surfaces perméables infiltrent les eaux de ruissellement provenant des toitures pentues en plus de la pluie arrivant directement sur ces surfaces. A l'inverse, le taux d'infiltration maximum étant atteint pour les pluies de période de retour 5 ans, le ruissellement provenant des toitures pentues ne peut donc pas s'infiltrer sur les surfaces perméables et est transféré jusqu'à l'exutoire. Les plus fortes réductions de volumes ruisselés sont observées dans les zones résidentielles denses et peu denses (HD-D & HD-FD). En effet, ces bassins versants présentent les plus fortes fractions de surfaces perméables et toitures pentues. Les bénéfices sont moindres dans les habitats collectifs car les toitures y sont principalement plates. D'autre part, dans les grands équipements les toitures pentues représentent une faible proportion de la surface totale (3 %). Enfin, dans le centre-ville ancien, bien que les toitures pentues couvrent 49 % de la surface, les surfaces perméables sont si faiblement représentées qu'elles ne peuvent pas infiltrer tout le ruissellement provenant des toitures pentues, même en ce qui concerne une période de retour de 6 mois. La Figure 5.5b montre des valeurs négatives de réduction de la masse de MES exportées, indiquant que le lessivage des MES peut augmenter en déconnectant les toitures pentues. Ces résultats sont dus à la structure du modèle exponentiel de lessivage, dans lequel le flux de MES transféré est proportionnel au carré du débit et à la quantité de MES accumulées restante sur la surface. En effet, lorsque le ruissellement provenant des toitures pentues est transféré vers les surfaces perméables, si le taux d'infiltration maximum est déjà atteint, alors à la fois la quantité de ruissellement et la masse de MES disponible sont augmentées sur les surfaces imperméables. Au contraire, lorsque le ruissellement généré sur les toitures pentues est partiellement ou complètement infiltré sur les surfaces perméables, la masse de MES exportées est significativement réduite, en particulier dans les zones résidentielles.



Bassins versants

GE1: Grands Equipements 1 HD-C: Habitat Discontinu - Collectif

GE2: Grands Equipements 2 HD-D: Habitat Discontinu - Dense

CVA: Centre-Ville Ancien HD-FD: Habitat Discontinu - Faiblement Dense

Figure 5.5 Déconnexion de 50 % et 100 % de toitures pentues (a) Réduction de volume ruisselé (%) dans les bassins versants. (b) Réduction de masse de MES exportées (%) dans les bassins versants.

5.5. Discussion

Les résultats mettent en évidence les bénéfices des revêtements perméables et de la déconnexion des toitures en fonction de l'occupation du sol. Des réductions significatives des volumes ruisselés et des masses de MES exportées sont atteintes dans les scénarii. Il apparaît que l'occupation du sol influence fortement la réduction des volumes ruisselés et des flux de MES. Tandis que dans les bassins versants appelé « grands équipements », le scénario le plus bénéfique est l'implantation de revêtements perméables sur les parkings, les espaces piétonniers sont les surfaces les plus appropriées pour la mise en place de bétons poreux dans le centre-ville ancien. Les résultats sont aussi contrastés entre les zones résidentielles, qu'elles soient denses, peu denses ou constituées d'habitats collectifs. Les réductions de volume ruisselé et de masse de MES exportées dépendent de la surface représentée par l'URQ considérée et du taux d'imperméabilisation du bassin versant. Par conséquent, des priorités doivent être instaurées lors de la mise en place de techniques alternatives des eaux pluviales en fonction des spécificités des espaces urbains visés. Ces résultats sont en accord avec de récentes études qui mettent en exergue l'importance de l'organisation spatiale et des combinaisons de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales pour la réduction du ruissellement et des flux de polluants à différentes échelles (Golden et Hoghooghi, 2018; Tuomela et al., 2019). Similairement aux résultats obtenus par Li et al. (2020) et Rezaei et al. (2019), cette étude montre que les bénéfices les plus importants sont obtenus lors d'évènements pluvieux de faible période de retour. Il s'avère également que certains scénarii d'implantation de revêtements perméables permettent des réductions significatives des volumes ruisselés et des flux de MES pour les pluies de période de retour 5 ans.

Bien que les résultats présentés dans ce chapitre concernent la réduction des apports directs de MES aux cours d'eau urbains via le lessivage sur les surfaces perméables, la mise en place de revêtement perméables et la déconnexion des toitures permettent également de réduire les apports de ruissellement au réseau d'assainissement lorsque celui-ci est unitaire, ce qui limite les apports d'eaux usées aux milieux récepteurs (Gong et al., 2019).

Il est à noter que l'approche de modélisation utilisée dans cette étude est associée à certaines limites. Par exemple, un intervalle plus large de valeurs du coefficient de lessivage K_w pourrait influencer les résultats. Cependant, des valeurs de K_w inférieures à 10^{-4} h.mm⁻²

engendrent un très faible taux de lessivage des MES sur les différentes surfaces urbaines, tandis que un coefficient de lessivage supérieur à 10^{-2} h.mm⁻² engendre le lessivage de toute la masse de MES initiale. Par exemple, la Figure 5.6 présente les pourcentages de masse de MES exportées sur les URQ composant le bassin versant test appelé GE1 ainsi que sur toute sa surface en fonction des valeurs de K_w . Il apparait qu'une masse nulle est transférée à l'exutoire pour des faibles valeurs de K_w , alors que pour les valeurs les plus élevées, le modèle exponentiel est capable d'exporter tout le stock initial. Toutefois, ces résultats ne sont pas réalistes, comme l'ont montré de précédentes études qui indiquent que seule une fraction de contaminants peut être lessivée durant un évènement pluvieux (Egodawatta et al., 2007). C'est pourquoi la gamme de variation du coefficient de lessivage a été restreinte dans cette étude (10^{-4} à 10^{-2} h.mm⁻²). Par ailleurs, la Figure 5.6a montre que les surfaces perméables ne contribuent pas à l'écoulement pour une pluie de période de retour 6 mois, tout le volume précipité s'infiltré. Cela explique que la masse de MES exportées à l'échelle du bassin versant GE1 ne dépasse pas 75% de la masse initiale.

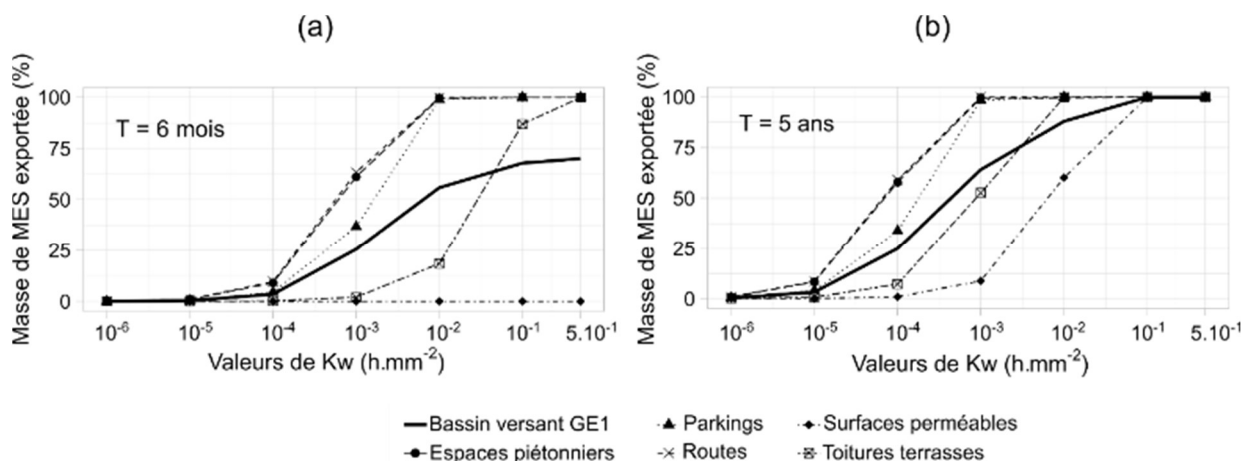


Figure 5.6 Proportions de masse MES exportées sur le bassin versant « Grands Equipements 1 », discrétisé en unités de réponse qualité, en fonction des valeurs du coefficient de lessivage K_w . (a) Période de retour 6 mois. (b) Période de retour 5 ans.

Bien que le coefficient de lessivage soit le paramètre le plus sensible, d'autres sources d'incertitudes peuvent être identifiées. Par exemple, les incertitudes associées aux données d'occupation du sol, provenant de la méthode décrite au chapitre 3, ou encore celles provenant des paramètres hydrologiques, peuvent avoir une influence sur les résultats discutés ici.

5.6. Conclusion

Dans ce chapitre, des scénarii de désimperméabilisation des espaces urbains sont testés dans des bassins versants tests représentatifs de différentes utilisations du sol urbaines. L'implantation de revêtements perméables et la déconnexion des toitures sont appliquées aux URQ définies dans le chapitre 3.

Les scénarii d'implantation de revêtements perméables aboutissent à des réductions significatives des volumes ruisselés et des masses de MES exportées. Les résultats sont plus nuancés quant à la déconnexion des toitures en raison de la structure du modèle exponentiel de lessivage. Il apparaît que la sensibilité du modèle au coefficient de lessivage K_w est forte. Dans tous les cas, les bénéfices les plus importants sont mis en avant pour les plus petites périodes de retour, ici 6 mois. De plus, ils dépendent fortement de l'occupation du sol des bassins versants tests. Alors que l'implantation de revêtements perméables sur les parkings est le scénario le plus efficace dans les bassins représentant des habitats collectifs et des grands équipements, tels que des hôpitaux et des universités, les zones résidentielles et le centre-ville ancien se sont trouvés plus sensibles à l'implantation de revêtements perméables sur les espaces piétonniers tels que les places publiques, les trottoirs ou les pistes cyclables.

La méthode utilisée dans ce chapitre est facilement applicable à d'autres échelles spatiales et notamment à de plus grands bassins versants urbains, étant donné que les représentations des revêtements perméables et de la déconnexion des toitures dans le modèle hydrologique ne requièrent pas un grand nombre de paramètres de calage. Cette méthode offre par ailleurs une grande flexibilité pour être utilisée dans d'autres territoires, car différents scénarii de gestion du ruissellement urbain peuvent être appliqués aux URQ en fonction du contexte territorial local.

Conclusions générales

Les contaminations générées par les villes côtières, en particulier durant les évènements pluvieux, sont susceptibles de dégrader la qualité des eaux récréatives et piscicoles. Afin de soutenir les gestionnaires dans le maintien d'une bonne qualité des eaux littorales, cette thèse met en exergue les impacts des espaces urbanisés et des scénarii de gestion du ruissellement pluvial sur les flux de contaminants à différentes échelles spatiales dans un bassin versant côtier soumis au climat méditerranéen.

La première partie évalue et modélise l'influence des conditions hydro-climatiques sur les flux de bactéries témoins de contamination fécale (BTCF) et de matières en suspension (MES) dans le bassin versant du golfe d'Aigues-Mortes (GAM) et dans la zone urbaine de Montpellier. Les BTCF sont étudiées en tant qu'indicateurs de la qualité microbiologique de l'eau. Les MES sont analysées car elles sont vecteur d'une grande partie de la pollution urbaine, étant donné que de nombreux contaminants y sont adsorbés.

Les zones urbaines des bassins versants côtiers étant reconnues comme contribuant de façon majeure aux apports de contaminants aux eaux littorales, il apparaît nécessaire de limiter le ruissellement urbain pour réduire les transferts de contaminants. Pour cela, la désimperméabilisation des espaces urbains, via la mise en place de dispositifs de gestion à la source des eaux pluviales, appelés techniques alternatives de gestion des eaux pluviales (TA), doit être encouragée afin de favoriser notamment l'infiltration et l'évapotranspiration. Dans le but de mettre en avant les bénéfices de ces dispositifs, des outils de modélisation sont requis, qui soient capables d'évaluer les impacts de scénarii de gestion du ruissellement urbain sur les flux de contaminants. Une méthode de représentation de l'occupation du sol dans un modèle hydrologique semi-distribué est alors développée dans le but d'être applicable à l'échelle du bassin versant et de prendre en compte l'hétérogénéité spatiale des processus de transfert de contaminants. Pour cela, une classification de l'occupation du sol urbaine est proposée selon les processus de lessivage. Le travail de modélisation se place à l'échelle de l'évènement pluvieux et se concentre sur les MES, en tant que vecteur de pollution en zone urbaine.

L'originalité de cette thèse repose sur l'approche interdisciplinaire choisie pour la construction des scénarii de gestion du ruissellement urbain. Des méthodes d'enquête sociologique, telles que des entretiens semi-directifs et un groupe de discussion, sont mobilisées pour mettre en perspective le travail de modélisation par rapport à un contexte territorial plus ou moins favorable à la mise en place des TA. La collaboration entre hydrologues et sociologues dans l'encadrement de ce travail ainsi que la présence d'un géographe dans le comité de suivi de thèse permettent d'élargir la vision « hydrologique » du problème de qualité du ruissellement urbain à une vision « hydro-sociétale ». Ainsi, au lieu de construire des scénarii de changement uniquement depuis le point de vue de l'hydrologue, les points de vue d'autres acteurs du territoire sont pris en compte. Les résultats de la modélisation sont donc mieux ciblés pour répondre aux besoins des acteurs locaux.

Les impacts des scénarii de gestion du ruissellement urbain sont ensuite évalués à l'échelle d'espaces urbanisés représentatifs d'utilisations du sol typiques en zone urbaine. Les bénéfices de la désimperméabilisation des espaces urbains sont estimés en termes de réductions des volumes ruisselés et des masses de MES exportées pour différentes occurrences de pluies de projet représentatives du climat méditerranéen.

Sur la base d'observations in-situ, la contribution majeure des espaces urbanisés aux apports de contaminants à la zone côtière du GAM lors des évènements pluvieux est démontrée. A l'échelle du bassin versant côtier, un modèle statistique est développé liant un indice de précipitations antérieures (IPA) aux flux de BTCF aux exutoires. Il apparaît que les flux bactériens augmentent significativement avec l'IPA, ce qui démontre l'impact des évènements pluvieux sur les apports de BTCF à la zone côtière. En effet, les sorties du modèle montrent que plus de 80 % de la variance des flux bactériens est expliquée par l'IPA. De plus, le bassin versant Lez-Mosson, qui contient la zone densément urbanisée de Montpellier, est reconnu comme contribuant de façon majeure aux apports de BTCF au GAM.

Au sein de ce bassin versant, il s'avère que les flux de BTCF et de MES sont fortement impactés par les épisodes pluvieux, même de faible période de retour, notamment dans les petits affluents urbains. Des valeurs élevées sont observées quant aux flux moyens mesurés en hautes eaux à l'exutoire du bassin versant du Verdanson, entièrement urbanisé, qui couvre une partie du centre-ville de Montpellier ainsi que des zones résidentielles, hospitalières et universitaires. Les processus de transfert à l'origine de ces flux importants de BTCF et de MES

sont le lessivage des surfaces imperméables, les débordements du réseau d'eaux usées et la remise en suspension des sédiments dans les réseaux d'assainissement. Les résultats confirment également que les MES sont responsables du transfert de la majeure partie d'autres contaminants tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les organoétains. Ces conclusions mettent en exergue la nécessité de réduire le ruissellement pluvial dans la zone urbaine de Montpellier, qui contribue fortement aux apports de contaminants à la zone côtière du GAM.

Un outil de modélisation hydrologique est développé pour permettre d'évaluer les impacts de scénarii de gestion du ruissellement urbain sur les flux de polluants. Etant donné qu'un des enjeux majeurs de la modélisation des flux de contaminants en zone urbaine est la représentation de l'hétérogénéité spatiale des processus de transfert, la construction du modèle se base sur une analyse approfondie de l'occupation du sol. En adaptant les règles classiques de télédétection, une stratégie d'échantillonnage est appliquée à une carte d'utilisation du sol déjà existante pour connaître les proportions de surfaces urbaines telles que les routes, les parkings, les espaces piétonniers, les toitures ou encore les espaces perméables au sein d'un bassin versant donné. Les avantages de la méthode employée sont sa rapidité de mise en œuvre et sa capacité à être facilement appliquée à d'autres zones urbaines à partir d'une quantité de données hydrologiques limitée.

La méthodologie de représentation de l'occupation du sol dans le modèle hydrologique consiste ensuite à agréger les surfaces urbaines en unités de réponse qualité (URQ). Le logiciel Storm Water Management Model (SWMM) est utilisé pour comparer cette méthode à la discrétisation d'un bassin versant communément réalisée en unités de réponse hydrologique (URH), en termes de simulation des hydrogrammes et des pollutogrammes pour différents évènements pluvieux. A l'échelle d'un sous-bassin versant résidentiel, il s'avère que les URQ ont la même capacité à représenter les hydrogrammes observés que les URH. La représentation satisfaisante d'un grand nombre d'évènements observés montre que la pré-estimation proposée des paramètres hydrologiques peut être appliquée à d'autres bassins versants non jaugés. De plus, l'agrégation des surfaces urbaines en URQ permet d'éviter de trop hauts niveaux de discrétisation des bassins versants.

L'analyse comparative des pollutogrammes simulés montre des différences importantes entre les deux méthodes de discrétisation d'un bassin versant. Les deux

approches sont très sensibles aux paramètres de la fonction exponentielle de lessivage, tels que la masse de MES initialement présente sur les surfaces urbaines et le coefficient de lessivage. S'il n'a pas été possible d'obtenir des données de concentrations en MES suffisantes pour entreprendre le paramétrage du coefficient de lessivage, la représentation en URQ peut être utilisée pour évaluer les variations de la masse de MES exportées lors d'évènements pluvieux sous différents scénarii de gestion du ruissellement urbain, en fixant la valeur du stock initial de MES et en explorant la gamme de variation du coefficient de lessivage. En effet, la discrétisation d'un bassin versant en URQ présente une grande flexibilité pour l'implantation des scénarii sur les différentes surfaces urbaines.

Afin de définir des scénarii de gestion du ruissellement urbain pertinents dans le contexte territorial du site d'étude, des méthodes d'enquête sociologique sont employées. Dans un premier temps, la position d'observateur prise lors d'entretiens semi-directifs permet de comprendre les différentes représentations de la gestion du ruissellement urbain sur le territoire montpellierain. L'analyse révèle que les questions de la qualité des eaux pluviales et de la gestion des pluies courantes émergent difficilement face à l'importance du risque d'inondation sous le climat méditerranéen. En effet, la gestion du ruissellement urbain passe actuellement par construction de bassins de rétention pour gérer les pluies extrêmes. La question de la qualité lors des petites et moyennes pluies n'est pas considérée comme un problème par de nombreux acteurs car ; (1) le ruissellement n'est pas toujours associé aux débordements d'eaux usées, et (2) les micropolluants qu'il véhicule sont méconnus, invisibles et ne renvoient pas à de forts enjeux économiques et réglementaires.

La réalisation d'entretiens plus ciblés et d'un groupe de discussion met en évidence d'importants blocages à la mise en place des TA dans la zone urbaine de Montpellier. Différents obstacles sont évoqués, associés notamment aux coûts d'installation et d'entretien des dispositifs, au manque de transversalité lié au fonctionnement en « silo » des services de la collectivité, et surtout à un manque de portage politique, les TA étant connues et promues par des acteurs qui ne sont pas décideurs. Ainsi, bien que nous attendions des regards très contrastés sur la désimperméabilisation qui pourrait être appliquée au bassin versant urbanisé du Verdanson, les discours recueillis ne permettent pas directement la construction de scénarii précis de changement de pratique de gestion des eaux pluviales. Par contre, ils

révèlent un besoin crucial de connaissances sur les bénéfices que peuvent apporter les TA dans la zone urbaine de Montpellier.

Dans ce contexte, les scénarii de gestion du ruissellement sont définis pour (1) s'appliquer à des espaces déjà urbanisés, qui génèrent les flux de contaminants les plus importants, (2) concerner des dispositifs de gestion à la source, peu répandus par rapport aux dispositifs centralisés comme les bassins de rétention, et (3) représenter des dispositifs « simples » dont la mise en place soit réalisable d'un point de vue technique. Afin de modéliser la désimperméabilisation des espaces urbanisés, les scénarii consistent donc à appliquer une déconnexion des toitures et à implanter des revêtements perméables sur différents types de surfaces urbaines correspondant aux URQ définies précédemment, en modifiant les paramètres hydrologiques associés.

Les scénarii sont ensuite testés à l'échelle de sous-bassins représentatifs d'utilisations du sol typiques en zone urbaine, délimités au sein du bassin versant du Verdanson. Il s'agit de zones résidentielles de différentes densités, de grands équipements tels qu'une zone hospitalière ou un campus universitaire, ainsi qu'une zone de centre-ville. Les résultats montrent que les scénarii d'implantation de revêtements perméables conduisent à des réductions significatives du volume ruisselé et de la masse de MES exportées. Les résultats sont plus nuancés quant à la déconnexion des toitures, en raison de la structure du modèle exponentiel de lessivage. Dans les deux cas, l'impact des scénarii se révèle variable parmi les utilisations du sol représentées, ce qui montre l'importance de cibler les surfaces urbaines à désimperméabiliser selon le type d'espace urbanisé. Alors que l'implantation de revêtements perméables sur les parkings est le scénario le plus efficace dans les bassins représentant des habitats collectifs et des grands équipements, les zones résidentielles et le centre-ville ancien se sont trouvés plus sensibles à l'implantation de revêtements perméables sur les espaces piétonniers tels que les places publiques, les trottoirs ou les pistes cyclables. En outre, les bénéfices les plus importants sont simulés pour les pluies de plus petites périodes de retour, en l'occurrence 6 mois, mettant en avant l'importance de la gestion des pluies courantes dans la diminution du transfert de contaminants en zone urbaine.

Perspectives

De nombreuses perspectives émergent de cette thèse et pourraient orienter de futures recherches. Tout d'abord, il serait intéressant de réaliser d'autres suivis de crue à l'exutoire du bassin versant du Verdanson pour approfondir la caractérisation de l'influence des événements pluvieux sur les transferts de différents contaminants issus des espaces urbanisés. L'ambition initiale de la thèse était de récolter davantage de données dans le but de procéder au calage d'un modèle hydrologique, cependant les moyens et les coûts importants liés à la collecte et aux analyses des échantillons d'eau et de matières en suspension (MES) nous ont amenés à limiter les campagnes de prélèvements prévues. De plus, un temps restreint a pu être dédié aux campagnes de terrain, étant donné que d'autres objectifs étaient poursuivis concernant la méthodologie d'analyse des impacts de scénarii de changement. Un prochain travail de thèse pourrait donc concerner la récolte d'un jeu de données plus importants pour poursuivre ce travail.

Dans le cadre de la modélisation hydrologique des flux de contaminants, la méthode de discrétisation d'un bassin versant urbain en unités de réponse qualité (URQ) ouvre de nombreuses possibilités. Les paramètres de l'équation exponentielle de lessivage peuvent être définis de manière indépendante pour chacune des URQ, afin d'améliorer la représentation de l'hétérogénéité spatiale des processus de transfert des contaminants. Toutefois, cela augmente le nombre de paramètres de calage. Il faudrait donc disposer de données de concentrations en MES par temps de pluie suffisantes pour permettre le calage du modèle à l'échelle d'un bassin versant urbain. Dans le but de simuler des pollutogrammes observés, la propagation des incertitudes associées à la méthode d'analyse de l'occupation du sol dans le modèle hydrologique pourrait être évaluée.

Il est à noter que la définition des URQ peut être adaptée en fonction des objectifs de la modélisation. Par exemple, l'unité représentant les surfaces perméables peut être divisée selon certains facteurs comme le type de végétation, le type de sol, ou encore les différentes pratiques d'entretien des espaces verts, qui ont une influence sur les processus de génération du ruissellement ainsi que sur la nature des contaminants générés. La

méthode de représentation de l'occupation du sol en URQ peut également être testée en appliquant d'autres modèles de lessivage et d'autres modèles de génération du ruissellement.

Par ailleurs, de futurs travaux de recherche pourraient porter sur la modélisation d'autres contaminants que les MES, comme les bactéries témoins de contamination fécales (BTCF), dont la modélisation est aujourd'hui difficile car les concentrations sont influencées par de nombreux facteurs tels que la radiation solaire ou la température. La modélisation des contaminants transférés en phase dissoute serait également d'un grand intérêt.

Concernant l'application de scénarii de gestion du ruissellement urbain, il serait très intéressant d'évaluer les bénéfices de la désimperméabilisation des espaces urbains pour des pluies de périodes de retour inférieures à 6 mois. De plus, d'autres techniques alternatives de gestion des eaux pluviales (TA) pourraient être représentées dans le processus de modélisation. La méthode de représentation des TA dans les URQ identifiées dans différents espaces urbanisés offre l'avantage de pouvoir être facilement reconduite dans d'autres zones urbaines en nécessitant des données limitées. En outre, d'autres types d'utilisations du sol urbaines, telles que des zones commerciales ou industrielles, peuvent être représentés.

Dans la continuité des résultats obtenus dans cette thèse, se pose la question de l'influence du changement climatique sur les flux de contaminants générés par les espaces urbanisés et sur les bénéfices de la désimperméabilisation des villes. A l'avenir, des scénarii d'évolution du régime des pluies pourraient être testés conjointement avec les scénarii de gestion du ruissellement urbain sur les URQ définis ici. D'autre part, s'il est démontré que la mise en place des TA limite le transfert des contaminants dans le ruissellement urbain, la pollution se retrouve alors accumulée dans les sols, acheminée jusqu'aux eaux souterraines, ou encore stockée dans des plantes bio-accumulatrices, ce qui soulève également d'importantes problématiques scientifiques.

Pour finir, d'intéressantes perspectives se dessinent dans le cadre du développement d'études interdisciplinaires. Cette thèse montre que l'utilisation de méthodes sociologiques en tant qu'hydrologue permet (1) de prendre part à la construction d'un problème public émergent, (2) de comprendre comment le travail de modélisation peut être perçu et utilisé par les acteurs locaux, dont certains non-spécialistes, et (3) d'identifier de manière plus juste les besoins auxquels doit répondre l'étude hydrologique.

En effet, si le transfert de nombreux contaminants lors d'évènements pluvieux nous paraît une évidence, à nous scientifiques, ce qui nous amène à voir la désimperméabilisation des espaces urbains comme fondamentale, l'enquête sociologique permet d'élargir notre point de vue et de voir que notre position n'est pas partagée par tous les acteurs locaux. Si en tant que scientifiques, nous souhaiterions directement répondre précisément à la question « comment mettre en place la désimperméabilisation sur la zone urbaine de Montpellier? », l'enquête sociologique nous permet de comprendre que la question à laquelle les acteurs locaux ont besoin de répondre est d'abord « qu'est-ce que la désimperméabilisation, et pourquoi devrait-on la mettre en place ? ». Ainsi, de plus en plus d'études interdisciplinaires permettront à l'avenir de reconnecter les objectifs du travail de recherche avec la réalité du monde sociétal dans lequel il s'inscrit.

Sur le territoire Montpelliérain, la communication des résultats de la thèse aux différents acteurs du territoire sera aussi importante que le travail de modélisation en lui-même. A travers les entretiens semi-directifs, le groupe de discussion et l'étude hydrologique, cette thèse contribue à la mise en visibilité d'un problème public en construction, qui n'existe pas encore pour certaines catégories d'acteurs. Par conséquent, une connexion forte entre science et gestion apparaît comme une nécessité pour favoriser la désimperméabilisation des espaces urbains et préserver la qualité des eaux continentales et littorales du golfe d'Aigues-Mortes.

Références bibliographiques

- Ackerman, D., Stein, E.D., 2008. Estimating the Variability and Confidence of Land Use and Imperviousness Relationships at a Regional Scale ¹. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 44, 996–1008. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00215.x>
- Ackerman, D., Weisberg, S.B., 2003. Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica Bay beaches. *J. Water Health* 1, 85–89. <https://doi.org/10.2166/wh.2003.0010>
- Ahiablame, L.M., Engel, B.A., Chaubey, I., 2012. Effectiveness of Low Impact Development Practices: Literature Review and Suggestions for Future Research. *Water. Air. Soil Pollut.* 223, 4253–4273. <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1189-2>
- Ahn, J.H., Grant, S.B., Surbeck, C.Q., DiGiacomo, P.M., Nezlin, N.P., Jiang, S., 2005. Coastal Water Quality Impact of Stormwater Runoff from an Urban Watershed in Southern California. *Environ. Sci. Technol.* 39, 5940–5953. <https://doi.org/10.1021/es0501464>
- Al Ali, S., Bonhomme, C., Chebbo, G., 2016. Evaluation of the Performance and the Predictive Capacity of Build-Up and Wash-Off Models on Different Temporal Scales. *Water* 8, 312. <https://doi.org/10.3390/w8080312>
- Al Ali, S., Rodriguez, F., Bonhomme, C., Chebbo, G., 2018. Accounting for the Spatio-Temporal Variability of Pollutant Processes in Stormwater TSS Modeling Based on Stochastic Approaches. *Water* 10, 1773. <https://doi.org/10.3390/w10121773>
- Andrieu, H., Berthier, E., Rodriguez, F., Ruban, V., Wery, C., 2017. Chapitre 5. Impact de l'urbanisation sur l'hydrologie urbaine et la gestion des eaux pluviales, in: *Sols artificialisés et processus d'artificialisation des sols : déterminants, impacts et leviers d'action - rapport d'ESCO INRA-IFSTTAR*. pp. 450–504.
- Aquascop, 2014. Rejet en mer de la station d'épuration de la Cézeirede, Maera. Suivi du milieu naturel du Lez et de la Mer en 2013. Aquascop, Montpellier.
- Ashley, R., Bertrand-Krajewski, J.L., Hvitved-Jacobsen, T., 2005. Sewer solids-20 years of investigation. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 52, 73–84.
- Baggio, S., Rouquette, M.-L., 2006. La représentation sociale de l'inondation : influence croisée de la proximité au risque et de l'importance de l'enjeu. *Bull. Psychol. Numéro* 481, 103. <https://doi.org/10.3917/bupsy.481.0103>
- Bailly-Comte, V., Borrell-Estupina, V., Jourde, H., Pistre, S., 2012. A conceptual semidistributed model of the Coulazou River as a tool for assessing surface water–karst groundwater interactions during flood in Mediterranean ephemeral rivers. *Water Resour. Res.* 48, W09534. <https://doi.org/10.1029/2010WR010072>
- Bancon-Montigny, C., Gonzalez, C., Delpoux, S., Avenzac, M., Spinelli, S., Mhadhbi, T., Mejri, K., Hlaili, A.S., Pringault, O., 2019. Seasonal changes of chemical contamination in coastal waters during sediment resuspension. *Chemosphere* 235, 651–661. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.213>

- Barbosa, A.E., Fernandes, J.N., David, L.M., 2012. Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water Res.* 46, 6787–6798. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.029>
- Barco, O.J., Ciaponi, C., Papiri, S., 2004. Pollution in storm water runoff. Two cases: an urban catchment and a highway toll gate area, in: NOVATECH, 5th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management. Lyon, June. pp. 6–10.
- Barone, S., 2012. SCoT est-il plus SAGE ? : Gestion de l'eau et aménagement du territoire en France depuis la loi du 21 avril 2004. *Vertigo*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.12460>
- Barraud, S., Azzout, Y., Crès, F.N., 1998. Méthodologie d'aide à la décision pour la conception et la sélection de techniques alternatives en assainissement pluvial. *J. Decis. Syst.* 7, 69–86. <https://doi.org/10.1080/12460125.1998.10511743>
- Bay, S., Jones, B.H., Schiff, K., Washburn, L., 2003. Water quality impacts of stormwater discharges to Santa Monica Bay. *Mar. Environ. Res., Integrated Assessment of an Urban Water Body: Santa Monica Bay, California* 56, 205–223. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(02\)00331-8](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(02)00331-8)
- Beaud, S., Weber, F., 2017. Guide de l'enquête de terrain: produire et analyser des données ethnographiques.
- Beighley, R.E., Kargar, M., He, Y., 2009. Effects of Impervious Area Estimation Methods on Simulated Peak Discharges. *J. Hydrol. Eng.* 14, 388–398. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2009\)14:4\(388\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2009)14:4(388))
- Benotti, M.J., Brownawell, B.J., 2007. Distributions of Pharmaceuticals in an Urban Estuary during both Dry- and Wet-Weather Conditions. *Environ. Sci. Technol.* 41, 5795–5802. <https://doi.org/10.1021/es0629965>
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Chebbo, G., Saget, A., 1998. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. *Water Res.* 32, 2341–2356. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00420-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00420-X)
- Boehm, A.B., Grant, S.B., Kim, J.H., Mowbray, S.L., McGee, C.D., Clark, C.D., Foley, D.M., Wellman, D.E., 2002. Decadal and Shorter Period Variability of Surf Zone Water Quality at Huntington Beach, California. *Environ. Sci. Technol.* 36, 3885–3892. <https://doi.org/10.1021/es020524u>
- Bonhomme, C., Petrucci, G., 2017. Should we trust build-up/wash-off water quality models at the scale of urban catchments? *Water Res.* 108, 422–431. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.027>
- Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., Chebbo, G., 2012. Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. *Water Res.* 46, 6799–6810. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.017>
- Burr, T., Croft, S., Reed, B.C., 2012. Least-squares fitting with errors in the response and predictor. *Int. J. Metrol. Qual. Eng.* 3, 117–123. <https://doi.org/10.1051/ijmqe/2012010>

- Campisano, A., Catania, F.V., Modica, C., 2017. Evaluating the SWMM LID Editor rain barrel option for the estimation of retention potential of rainwater harvesting systems. *Urban Water J.* 14, 876–881. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2016.1254259>
- Carey, R.O., Migliaccio, K.W., 2009. Contribution of Wastewater Treatment Plant Effluents to Nutrient Dynamics in Aquatic Systems: A Review. *Environ. Manage.* 44, 205–217. <https://doi.org/10.1007/s00267-009-9309-5>
- Causse, J., Billen, G., Garnier, J., Henri-des-Tureaux, T., Olasá, X., Thammahacksa, C., Latsachak, K.O., Soulléuth, B., Sengtaheuanghoung, O., Rochelle-Newall, E., Ribolzi, O., 2015. Field and modelling studies of *Escherichia coli* loads in tropical streams of montane agro-ecosystems. *J. Hydro-Environ. Res.* 9, 496–507. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2015.03.003>
- Cha, S.M., Lee, S.W., Park, Y.E., Cho, K.H., Lee, S., Kim, J.H., 2010. Spatial and temporal variability of fecal indicator bacteria in an urban stream under different meteorological regimes. *Water Sci. Technol.* 61, 3102. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.261>
- Chan, Y.M., Thoe, W., Lee, J.H.W., 2015. Field and laboratory studies of *Escherichia coli* decay rate in subtropical coastal water. *J. Hydro-Environ. Res.* 9, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2014.08.002>
- Chankon, K., labchoon, S., Wongsai, S., 2015. Urban land use mapping based on object-based image analysis using worldview-3 satellite imagery. *Proc. 36th Asian Conf. Remote Sens.* 2015.
- Charters, F.J., Cochrane, T.A., O’Sullivan, A.D., 2016. Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate. *Sci. Total Environ.* 550, 265–272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.093>
- Chebbo, G., Gromaire, M., 2004. The experimental urban catchment ‘Le Marais’ in Paris: what lessons can be learned from it? *J. Hydrol.* 299, 312–323. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(04\)00372-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(04)00372-5)
- Chebbo, G., Gromaire, M.C., Ahyerre, M., Garnaud, S., 2001. Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the “Marais” experimental urban catchment in Paris. *Urban Water* 3, 3–15. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(01\)00029-2](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(01)00029-2)
- Cho, K.H., Cha, S.M., Kang, J.-H., Lee, S.W., Park, Y., Kim, J.-W., Kim, J.H., 2010. Meteorological effects on the levels of fecal indicator bacteria in an urban stream: A modeling approach. *Water Res.* 44, 2189–2202. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.12.051>
- Chocat, B., 1997. *Encyclopédie de l’hydrologie urbaine et de l’assainissement*. Technique & Documentation-Lavoisier, Paris.
- Chow, M.F., Yusop, Z., Toriman, M.E., 2012. Modelling runoff quantity and quality in tropical urban catchments using Storm Water Management Model. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 9, 737–748. <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0092-0>
- Chu, Y., Salles, C., Tournoud, M.-G., Got, P., Troussellier, M., Rodier, C., Caro, A., 2011. Faecal bacterial loads during flood events in Northwestern Mediterranean coastal rivers. *J. Hydrol.* 405, 501–511. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.047>

- Comby, É., Rivière-Honegger, A., Cottet, M., Ah-Leung, S., Cossais, N., 2019. Les « techniques alternatives » sont-elles envisagées comme un outil de gestion qualitative des eaux pluviales ? : Analyse des discours des acteurs de la gestion sur le territoire du Grand Lyon. *Dév. Durable Territ.* <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.16082>
- Cortier, O., 2018. Quantification des bénéfices des revêtements perméables. Modélisation à l'échelle de la structure et du bassin versant. Thèse de doctorat (Génie Civil). Normandie Université.
- Cossais, N., Honegger, A., Sibeud, E., Martouzet, D., 2018. Gestion à la source des eaux pluviales : évolution des services techniques et des métiers - Approche socio-anthropologique au sein de la métropole de Lyon. *Tech. Sci. Méthodes A.*
- Coulliette, A.D., Noble, R.T., 2008. Impacts of rainfall on the water quality of the Newport River Estuary (Eastern North Carolina, USA). *J. Water Health* 06, 473. <https://doi.org/10.2166/wh.2008.136>
- Coustau, M., 2011. Contribution à la prévision des crues sur le bassin du Lez: modélisation de la relation pluie-débit en zone karstique et impact de l'assimilation de débits. Thèse de doctorat. Université Montpellier 2, Montpellier.
- Crobeddu, E., Bennis, S., 2011. A New Model for Simulating TSS Washoff in Urban Areas. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2011, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2011/318765>
- Crowther, J., Kay, D., Wyer, M.D., 2001. Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters: the fylde coast, UK. *Water Res.* 35, 4029–4038. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00123-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00123-3)
- Czemiel Berndtsson, J., 2014. Storm water quality of first flush urban runoff in relation to different traffic characteristics. *Urban Water J.* 11, 284–296. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2013.795236>
- David, A., Gomez, E., Aït-Aïssa, S., Rosain, D., Casellas, C., Fenet, H., 2010. Impact of urban wastewater discharges on the sediments of a small Mediterranean river and associated coastal environment: assessment of estrogenic and dioxin-like activities. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 58, 562–575. <https://doi.org/10.1007/s00244-010-9475-8>
- Debbage, N., Shepherd, J.M., 2018. The Influence of Urban Development Patterns on Streamflow Characteristics in the Charlanta Megaregion. *Water Resour. Res.* 54, 3728–3747. <https://doi.org/10.1029/2017WR021594>
- del Río, F.J., Riu, J., Rius, F.X., 2001. Prediction intervals in linear regression taking into account errors on both axes: prediction intervals in linear regression. *J. Chemom.* 15, 773–788. <https://doi.org/10.1002/cem.663>
- Descroix, L., Nouvelot, J.-F., Vauclin, M., 2002. Evaluation of an antecedent precipitation index to model runoff yield in the western Sierra Madre (North-west Mexico). *J. Hydrol.* 263, 114–130. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00047-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00047-1)
- Dhakal, K.P., Chevalier, L.R., 2016. Urban Stormwater Governance: The Need for a Paradigm Shift. *Environ. Manage.* 57, 1112–1124. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0667-5>

- Di Baldassarre, G., Viglione, A., Carr, G., Kuil, L., Salinas, J.L., Blöschl, G., 2013. Socio-hydrology: conceptualising human-flood interactions. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 3295–3303. <https://doi.org/10.5194/hess-17-3295-2013>
- Di Modugno, M., Gioia, A., Gorgoglione, A., Iacobellis, V., la Forgia, G., Piccinni, A.F., Ranieri, E., 2015. Build-Up/Wash-Off Monitoring and Assessment for Sustainable Management of First Flush in an Urban Area. *Sustainability* 7, 5050–5070. <https://doi.org/10.3390/su7055050>
- Dwight, R.H., Semenza, J.C., Olson, B.H., Baker, D.B., 2004. Health Effects Associated With Recreational Coastal Water Use: Urban Versus Rural California. *Am. J. Public Health* 94, 565–567.
- Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J., Allen, M.J., 2000. Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. *J. Appl. Microbiol.* 88, 106S–116S. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x>
- Egodawatta, P., Thomas, E., Goonetilleke, A., 2009. Understanding the physical processes of pollutant build-up and wash-off on roof surfaces. *Sci. Total Environ.* 407, 1834–1841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.12.027>
- Egodawatta, P., Thomas, E., Goonetilleke, A., 2007. Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surfaces using simulated rainfall. *Water Res.* 41, 3025–3031. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.037>
- Ekklesia, E., Shanahan, P., Chua, L.H.C., Eikaas, H.S., 2015. Associations of chemical tracers and faecal indicator bacteria in a tropical urban catchment. *Water Res.* 75, 270–281. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.037>
- Elliott, A.H., Trowsdale, S.A., 2007. A review of models for low impact urban stormwater drainage. *Environ. Model. Softw., Special section: Advanced Technology for Environmental Modelling* 22, 394–405. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2005.12.005>
- Elmir, S.M., Wright, M.E., Abdelzaher, A., Solo-Gabriele, H.M., Fleming, L.E., Miller, G., Rybolowik, M., Peter Shih, M.-T., Pillai, S.P., Cooper, J.A., 2007. Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water. *Water Res.* 41, 3–10. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.005>
- Fallah Shorshani, M., Bonhomme, C., Petrucci, G., André, M., Seigneur, C., 2014. Road traffic impact on urban water quality: a step towards integrated traffic, air and stormwater modelling. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 5297–5310. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2370-x>
- Farnham, D.J., Lall, U., 2015. Predictive statistical models linking antecedent meteorological conditions and waterway bacterial contamination in urban waterways. *Water Res.* 76, 143–159. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.040>
- Fewtrell, L., Bartram, J. (Eds.), 2002. *Water quality: guidelines, standards and health ; assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*, Reprinted ed. ed, World Health Organization water series. IWA Publ, London.
- Fiandrino, A., Martin, Y., Got, P., Bonnefont, J.L., Troussellier, M., 2003. Bacterial contamination of Mediterranean coastal seawater as affected by riverine inputs:

- simulation approach applied to a shellfish breeding area (Thau lagoon, France). *Water Res.* 37, 1711–1722. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00573-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00573-0)
- Fletcher, T.D., Andrieu, H., Hamel, P., 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Adv. Water Resour.* 51, 261–279. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001>
- Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M., 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water J.* 12, 525–542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- Fraga, I., Charters, F.J., O’Sullivan, A.D., Cochrane, T.A., 2016. A novel modelling framework to prioritize estimation of non-point source pollution parameters for quantifying pollutant origin and discharge in urban catchments. *J. Environ. Manage.* 167, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.003>
- Garnier, A., Bancon-Montigny, C., Delpoux, S., Spinelli, S., Avezac, M., Gonzalez, C., 2020. Study of passive sampler calibration (Chemcatcher®) for environmental monitoring of organotin compounds: Matrix effect, concentration levels and laboratory vs in situ calibration. *Talanta* 219, 121316. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2020.121316>
- Gasperi, J., Sebastian, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Kessoo, M.D.K., Saad, M., Schwartz, J.J., Dubois, P., Fratta, C., Wolff, H., Moilleron, R., Chebbo, G., Cren, C., Millet, M., Barraud, S., Gromaire, M.C., 2014. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 5267–5281. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0>
- Goachet, E., 1979. Contribution à l’inventaire des ressources en eau et à la cartographie hydrogéologique de la région montpelliéraine entre Hérault et Rhône. Thèse de doctorat. Université Montpellier 2, Montpellier.
- Golden, H.E., Hoghooghi, N., 2018. Green infrastructure and its catchment-scale effects: an emerging science: Green infrastructure and its catchment-scale effects. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 5, e1254. <https://doi.org/10.1002/wat2.1254>
- Gong, Y., Chen, Y., Yu, L., Li, J., Pan, X., Shen, Z., Xu, X., Qiu, Q., 2019. Effectiveness Analysis of Systematic Combined Sewer Overflow Control Schemes in the Sponge City Pilot Area of Beijing. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16, 1503. <https://doi.org/10.3390/ijerph16091503>
- Gonzalez, R.A., Conn, K.E., Crosswell, J.R., Noble, R.T., 2012. Application of empirical predictive modeling using conventional and alternative fecal indicator bacteria in eastern North Carolina waters. *Water Res.* 46, 5871–5882. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.050>
- Gorgoglione, A., Gioia, A., Iacobellis, V., Piccinni, A.F., Ranieri, E., 2016. A Rationale for Pollutograph Evaluation in Ungauged Areas, Using Daily Rainfall Patterns: Case Studies of the Apulian Region in Southern Italy. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2016, 1–16. <https://doi.org/10.1155/2016/9327614>

- Guan, M., Sillanpää, N., Koivusalo, H., 2015. Modelling and assessment of hydrological changes in a developing urban catchment. *Hydrol. Process.* 29, 2880–2894. <https://doi.org/10.1002/hyp.10410>
- Guo, X., Du, P., Zhao, D., Li, M., 2019. Modelling low impact development in watersheds using the storm water management model. *Urban Water J.* 16, 146–155. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1637440>
- Gusfield, J.R., 2009. *La culture des problèmes publics: l'alcool au volant: la production d'un ordre symbolique*, Etudes sociologiques. Economica, Paris.
- Han, W.S., Burian, S.J., 2009. Determining Effective Impervious Area for Urban Hydrologic Modeling. *J. Hydrol. Eng.* 14, 111–120. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2009\)14:2\(111\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2009)14:2(111))
- Hannouche, A., Chebbo, G., Joannis, C., Gasperi, J., Gromaire, M.-C., Moilleron, R., Barraud, S., Ruban, V., 2017. Stochastic evaluation of annual micropollutant loads and their uncertainties in separate storm sewers. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 28205–28219. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0384-5>
- Hathaway, J.M., Hunt, W.F., Simmons, O.D., 2010. Statistical Evaluation of Factors Affecting Indicator Bacteria in Urban Storm-Water Runoff. *J. Environ. Eng.* 136, 1360–1368. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000278](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000278)
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Walsh, C.J., Taylor, S.L., 2004. The Influence of Urban Density and Drainage Infrastructure on the Concentrations and Loads of Pollutants in Small Streams. *Environ. Manage.* 34. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0221-8>
- Herngren, L., Goonetilleke, A., Ayoko, G.A., 2006. Analysis of heavy metals in road-deposited sediments. *Anal. Chim. Acta* 571, 270–278. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2006.04.064>
- Herschy, R.W., 2002. The uncertainty in a current meter measurement. *Flow Meas. Instrum.* 13, 281–284. [https://doi.org/10.1016/S0955-5986\(02\)00047-X](https://doi.org/10.1016/S0955-5986(02)00047-X)
- Hillel, D., 2003. *Introduction to Environmental Soil Physics*. Elsevier Science.
- Hong, Y., Bonhomme, C., Le, M.-H., Chebbo, G., 2016. New insights into the urban washoff process with detailed physical modelling. *Sci. Total Environ.* 573, 924–936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.193>
- Hossain, I., Imteaz, M., Gato-Trinidad, S., Shanableh, A., 2010. Development of a catchment water quality model for continuous simulations of pollutants build-up and wash-off. *Int. J. Environ. Ecol. Eng.* 4, 11–18.
- Huey, G.M., Meyer, M.L., 2010. Turbidity as an Indicator of Water Quality in Diverse Watersheds of the Upper Pecos River Basin. *Water* 2, 273–284. <https://doi.org/10.3390/w2020273>
- Jacqueminet, C., Kermadi, S., Michel, K., Béal, D., Gagnage, M., Branger, F., Jankowsky, S., Braud, I., 2013. Land cover mapping using aerial and VHR satellite images for distributed hydrological modelling of periurban catchments: Application to the Yzeron catchment (Lyon, France). *J. Hydrol.* 485, 68–83. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.028>
- Jeong, Y., Grant, S.B., Ritter, S., Pednekar, A., Candelaria, L., Winant, C., 2005. Identifying Pollutant Sources in Tidally Mixed Systems: Case Study of Fecal Indicator Bacteria from

- Marinas in Newport Bay, Southern California. *Environ. Sci. Technol.* 39, 9083–9093. <https://doi.org/10.1021/es0482684>
- Joannis, C., Hannouche, A., Chebbo, G., 2015. An assessment of the respective contributions of flow-rate and concentration variations to mass discharge variations at the outlets of two combined catchments during rain events. *Urban Water J.* 12, 653–659. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.939662>
- Jourde, H., Dörfliger, N., Maréchal, J., Batiot-Guilhe, C., Bouvier, C., Courrioux, G., Desprats, J., Fullgraf, T., Ladouche, B., Leonardi, V., Malaterre, P., Prié, V., Seidel, J., 2011. *Projet gestion multi-usages de l'hydrosystème karstique du Lez - Synthèse des connaissances récentes et passées. (Rapport final No. RP-60041-FR). BRGM.*
- Kang, J.-H., Lee, S.W., Cho, K.H., Ki, S.J., Cha, S.M., Kim, J.H., 2010. Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan river basin. *Water Res.* 44, 4143–4157. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.009>
- Kiefer, C.J., Chu, H.H., 1957. Synthetic storm pattern for drainage design. *ASCE J. Hydraul. Div.* 83, 1–25.
- Kim, G., Yur, J., Kim, J., 2007. Diffuse pollution loading from urban stormwater runoff in Daejeon city, Korea. *J. Environ. Manage.* 85, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.07.009>
- Kohler, M.A., Linsley, R.K., 1951. *Predicting the runoff from storm rainfall.* Washington, D.C. : Weather Bureau.
- Krajewski, W.F., Kruger, A., Caracciolo, C., Golé, P., Barthes, L., Creutin, J.-D., Delahaye, J.-Y., Nikolopoulos, E.I., Ogden, F., Vinson, J.-P., 2006. DEVEX-disdrometer evaluation experiment: Basic results and implications for hydrologic studies. *Adv. Water Resour.* 29, 311–325. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2005.03.018>
- Landström, C., Whatmore, S.J., Lane, S.N., Odoni, N.A., Ward, N., Bradley, S., 2011. Coproducing Flood Risk Knowledge: Redistributing Expertise in Critical 'Participatory Modelling.' *Environ. Plan. Econ. Space* 43, 1617–1633. <https://doi.org/10.1068/a43482>
- Lane, S.N., 2014. Acting, predicting and intervening in a socio-hydrological world. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 927–952. <https://doi.org/10.5194/hess-18-927-2014>
- Lane, S.N., Odoni, N., Landström, C., Whatmore, S.J., Ward, N., Bradley, S., 2011. Doing flood risk science differently: an experiment in radical scientific method: Doing flood risk science differently. *Trans. Inst. Br. Geogr.* 36, 15–36. <https://doi.org/10.1111/j.1475-5661.2010.00410.x>
- Leecaster, M.K., Weisberg, S.B., 2001. Effect of Sampling Frequency on Shoreline Microbiology Assessments. *Mar. Pollut. Bull.* 42, 1150–1154. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00130-8](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00130-8)
- Lélé, S., Norgaard, R.B., 2005. Practicing Interdisciplinarity. *BioScience* 55, 967. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0967:PI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0967:PI]2.0.CO;2)

- Leonardi, V., Jourde, H., Dausse, A., Dörfliger, N., Brunet, P., Maréchal, J.-C., 2013. Apport de nouveaux traçages et forages à la connaissance hydrogéologique de l'aquifère karstique du Lez. *Karstologia* 7–14.
- Leredde, Y., Denamiel, C., Brambilla, E., Lauer-Leredde, C., Bouchette, F., Marsaleix, P., 2007. Hydrodynamics in the Gulf of Aigues-Mortes, NW Mediterranean Sea: In situ and modelling data. *Cont. Shelf Res.* 27, 2389–2406. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.06.006>
- Li, J., Ma, M., Li, Y., Deng, C., Pan, B., 2020. Evaluating Hydrological and Environmental Effects for Low-Impact Development of a Sponge City. *Pol. J. Environ. Stud.* 29, 1205–1218. <https://doi.org/10.15244/pjoes/109308>
- Liu, A., Egodawatta, P., Guan, Y., Goonetilleke, A., 2013. Influence of rainfall and catchment characteristics on urban stormwater quality. *Sci. Total Environ.* 444, 255–262. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.053>
- Liu, A., Goonetilleke, A., Egodawatta, P., 2012. Inherent errors in pollutant build-up estimation in considering urban land use as a lumped parameter. *J. Environ. Qual.* 41, 1690–1694.
- Luo, X., Zhao, H., Liao, Y., Li, X., 2018. Evaluation of the methods for quantifying particle wash-off loadings in urban impervious surfaces at small scales. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25, 6969–6979. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1018-7>
- Mallampalli, V.R., Mavrommati, G., Thompson, J., Duveneck, M., Meyer, S., Ligmann-Zielinska, A., Druschke, C.G., Hychka, K., Kenney, M.A., Kok, K., Borsuk, M.E., 2016. Methods for translating narrative scenarios into quantitative assessments of land use change. *Environ. Model. Softw.* 82, 7–20. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.04.011>
- Mancini, L., Formichetti, P., D'Angelo, A.M., Pierdominici, E., Sorace, A., Bottoni, P., Iaconelli, M., Ferrari, C., Tancioni, L., Rossi, N., Rossi, A., 2005. Freshwater quality in urban areas: a case study from Rome, Italy. *Microchem. J.* 79, 177–183. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2004.08.009>
- Marsalek, J., Rochfort, Q., 2004. Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. *J. Toxicol. Environ. Health A* 67, 1765–1777. <https://doi.org/10.1080/15287390490492430>
- Masbou, C., 2018. Dispositif de collecte des matières en suspension par centrifugation : Mise en oeuvre opérationnelle en rivière. Rapport de stage DUT Mesures Physiques. IUT Université de Montpellier.
- Massuel, S., Riaux, J., Molle, F., Kuper, M., Ogilvie, A., Collard, A.-L., Leduc, C., Barreteau, O., 2018. Inspiring a Broader Socio-Hydrological Negotiation Approach With Interdisciplinary Field-Based Experience. *Water Resour. Res.* 54, 2510–2522. <https://doi.org/10.1002/2017WR021691>
- McCarthy, D.T., Deletic, A., Mitchell, V.G., Fletcher, T.D., Diaper, C., 2008. Uncertainties in stormwater *E. coli* levels. *Water Res.* 42, 1812–1824. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.009>
- McGrane, S.J., 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrol. Sci. J.* 61, 2295–2311. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>

- McKergow, L.A., Davies-Colley, R.J., 2010. Stormflow dynamics and loads of *Escherichia coli* in a large mixed land use catchment. *Hydrol. Process.* 24, 276–289. <https://doi.org/10.1002/hyp.7480>
- Métadier, M., Bertrand-Krajewski, J.-L., 2012. The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Res.* 46, 6836–6856. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.030>
- Monfort, P., Leredde, Y., Tournoud, M.-G., Valette, F., 2012. Modélisation des contaminations bactériennes d'origine fécale du Golfe d'Aigues-Mortes en vue d'une gestion de risques en temps réel. Rapport scientifique final. Programme Liteau III.
- Mottis, T., 2019. De la fabrique sociale du risque de dégradation de la qualité de l'eau : Le cas de la contamination par ruissellement du bassin versant du Lez (34). Rapport de stage Master Politiques Environnementales et Pratiques Sociales. Université Toulouse 2.
- Muirhead, R.W., Davies-Colley, R.J., Donnison, A.M., Nagels, J.W., 2004. Faecal bacteria yields in artificial flood events: quantifying in-stream stores. *Water Res.* 38, 1215–1224. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.010>
- Muste, M., Yu, K., Gonzalez-Castro, J.A., Ansar, M., Startzman, R., 2004. Methodology for Estimating ADCP Measurement Uncertainty in Open-Channel Flows, in: *Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management*. Presented at the World Water and Environmental Resources Congress 2004, American Society of Civil Engineers, Salt Lake City, Utah, United States, pp. 1–13. [https://doi.org/10.1061/40737\(2004\)268](https://doi.org/10.1061/40737(2004)268)
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Niazi, M., Nietch, C., Maghrebi, M., Jackson, N., Bennett, B.R., Tryby, M., Massoudieh, A., 2017. Storm Water Management Model: Performance Review and Gap Analysis. *J. Sustain. Water Built Environ.* 3, 04017002. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000817>
- Niemi, T.J., Kokkonen, T., Sillanpää, N., Setälä, H., Koivusalo, H., 2019. Automated Urban Rainfall–Runoff Model Generation with Detailed Land Cover and Flow Routing. *J. Hydrol. Eng.* 24, 04019011. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001784](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001784)
- O'Driscoll, M., Clinton, S., Jefferson, A., Manda, A., McMillan, S., 2010. Urbanization Effects on Watershed Hydrology and In-Stream Processes in the Southern United States. *Water* 2, 605–648. <https://doi.org/10.3390/w2030605>
- Oliveira, E.C. de, Aguiar, P.F. de, 2013. Least squares regression with errors in both variables: case studies. *Quím. Nova* 36, 885–889. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422013000600025>
- Olivier de Sardan, J.-P., 1995. La politique du terrain: Sur la production des données en anthropologie. *Enquête* 71–109. <https://doi.org/10.4000/enquete.263>
- Palla, A., Gnecco, I., 2015. Hydrologic modeling of Low Impact Development systems at the urban catchment scale. *J. Hydrol.* 528, 361–368. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.050>

- Park, G.S., 2007. The role and distribution of total suspended solids in the macrotidal coastal waters of Korea. *Environ. Monit. Assess.* 135, 153–162. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9640-3>
- Parker, J.K., McIntyre, D., Noble, R.T., 2010. Characterizing fecal contamination in stormwater runoff in coastal North Carolina, USA. *Water Res.* 44, 4186–4194. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.018>
- Passerat, J., Ouattara, N.K., Mouchel, J.-M., Rocher, V., Servais, P., 2011. Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Res.* 45, 893–903. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.024>
- Patouillard, C., Toussaint, J.-Y., Vareilles, S., 2013. Changements climatiques et résistances aux changements: Premières considérations à partir de l'étude de la diffusion des "techniques alternatives" d'assainissement - 1970-2010. Les cas de l'agglomération lyonnaise et du pays de Galles.
- Paule-Mercado, M.A., Ventura, J.S., Memon, S.A., Jahng, D., Kang, J.-H., Lee, C.-H., 2016. Monitoring and predicting the fecal indicator bacteria concentrations from agricultural, mixed land use and urban stormwater runoff. *Sci. Total Environ.* 550, 1171–1181. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.026>
- Perrin, J.L., Tournoud, M.-G., 2009. Hydrological processes controlling flow generation in a small Mediterranean catchment under karstic influence. *Hydrol. Sci. J.* 54, 1125–1140. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.6.1125>
- Petrucci, G., Bonhomme, C., 2014. The dilemma of spatial representation for urban hydrology semi-distributed modelling: Trade-offs among complexity, calibration and geographical data. *J. Hydrol.* 517, 997–1007. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.06.019>
- Ram, J.L., Thompson, B., Turner, C., Nechvatal, J.M., Sheehan, H., Bobrin, J., 2007. Identification of pets and raccoons as sources of bacterial contamination of urban storm sewers using a sequence-based bacterial source tracking method. *Water Res.* 41, 3605–3614. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.04.013>
- Reeves, R.L., Grant, S.B., Mrse, R.D., Copil Oancea, C.M., Sanders, B.F., Boehm, A.B., 2004. Scaling and Management of Fecal Indicator Bacteria in Runoff from a Coastal Urban Watershed in Southern California. *Environ. Sci. Technol.* 38, 2637–2648. <https://doi.org/10.1021/es034797g>
- Reoyo-Prats, B., Aubert, D., Menniti, C., Ludwig, W., Sola, J., Pujo-Pay, M., Conan, P., Verneau, O., Palacios, C., 2016. Multicontamination phenomena occur more often than expected in Mediterranean coastal watercourses: Study case of the Têt River (France). *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.019>
- Rezaei, A.R., Ismail, Z., Niksokhan, M.H., Dayarian, M.A., Ramli, A.H., Shirazi, S.M., 2019. A Quantity–Quality Model to Assess the Effects of Source Control Stormwater Management on Hydrology and Water Quality at the Catchment Scale. *Water* 11, 1415. <https://doi.org/10.3390/w11071415>
- Risch, E., 2018. Life cycle assessment of urban wastewater systems - capturing temporal variability of water discharges in an urban catchment. Thèse de doctorat. (Génie des procédés). Université de Montpellier.

- Rochelle Newall, E., Ribolzi, O., Viguier, M., Thammahacksa, C., Silvera, N., Latsachack, K., Dinh, R.P., Naporn, P., Sy, H.T., Soullileuth, B., Hmimum, N., Sisouvanh, P., Robain, H., Janeau, J.-L., Valentin, C., Boithias, L., Pierret, A., 2016. Effect of land use and hydrological processes on *Escherichia coli* concentrations in streams of tropical, humid headwater catchments. *Sci. Rep. - Nat.* 6. <https://doi.org/10.1038/srep32974>
- Rochelle-Newall, E., Nguyen, T.M.H., Le, T.P.Q., Sengtaheuanghoung, O., Ribolzi, O., 2015. A short review of fecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems: knowledge gaps and future directions. *Front. Microbiol.* 6. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00308>
- Rosa, D.J., Clausen, J.C., Dietz, M.E., 2015. Calibration and Verification of SWMM for Low Impact Development. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 51, 746–757. <https://doi.org/10.1111/jawr.12272>
- Rossi, L., Fankhauser, R., Chèvre, N., 2006. Water quality criteria for total suspended solids (TSS) in urban wet-weather discharges. *Water Sci. Technol.* 54, 355–362. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.623>
- Rossman, L.A., 2015. Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA.
- Sabah, A., 2016. Présence et comportement des butylétains dans les stations d'épuration des eaux usées par lagunage naturel. Thèse de doctorat. (Ingénierie de l'environnement). Université Montpellier; Université Sidi Mohamed ben Abdellah (Fès, Maroc).
- Sage, J., 2016. Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines. Thèse de doctorat. (Hydrologie). Université Paris-Est.
- Salles, C., Tournoud, M.G., Chu, Y., 2008. Estimating nutrient and sediment flood loads in a small Mediterranean river. *Hydrol. Process.* 22, 242–253. <https://doi.org/10.1002/hyp.6580>
- Salmi, A., Ikonen, J., 2005. Piezoelectric precipitation sensor from VAISALA. Presented at the WMO Technical Conference on Instruments and Methods of Observation, Bucharest, Roumanie, pp. 4–7.
- Salvadore, E., Bronders, J., Batelaan, O., 2015. Hydrological modelling of urbanized catchments: A review and future directions. *J. Hydrol.* 529, 62–81. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.028>
- Sandoval, S., Vezzaro, L., Bertrand-Krajewski, J.-L., 2018. Revisiting conceptual stormwater quality models by reconstructing virtual state variables. *Water Sci. Technol.* 78, 655–663. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.337>
- Sany, S.B.T., Salleh, A., Sulaiman, A.H., Sasekumar, A., Rezayi, M., Tehrani, G.M., 2013. Heavy metal contamination in water and sediment of the Port Klang coastal area, Selangor, Malaysia. *Environ. Earth Sci.* 69, 2013–2025. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2038-8>
- Scholz, M., Grabowiecki, P., 2007. Review of permeable pavement systems. *Build. Environ.* 42, 3830–3836. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.11.016>

- Shaw, S.B., Stedinger, J.R., Walter, M.T., 2010. Evaluating Urban Pollutant Buildup/Wash-Off Models Using a Madison, Wisconsin Catchment. *J. Environ. Eng.* 136, 194–203. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000142](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000142)
- Sibeud, E., Floriat, M., Boulogne, E., 2018. La démarche ville perméable de la métropole de Lyon : retours d'expérience et perspectives. *Tech. Sci. Méthodes* 4, 33–39.
- Sigua, G.C., Palhares, J.C.P., Kich, J.D., Mulinari, M.R., Mattei, R.M., Klein, J.B., Muller, S., Plieske, G., 2010. Microbiological Quality Assessment of Watershed Associated with Animal-Based Agriculture in Santa Catarina, Brazil. *Water. Air. Soil Pollut.* 210, 307–316. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0254-y>
- Sittner, W.T., Schauss, C.E., Monro, J.C., 1969. Continuous hydrograph synthesis with an API-type hydrologic model. *Water Resour. Res.* 5, 1007–1022. <https://doi.org/10.1029/WR005i005p01007>
- Sivapalan, M., Savenije, H.H.G., Blöschl, G., 2012. Socio-hydrology: A new science of people and water: invited commentary. *Hydrol. Process.* 26, 1270–1276. <https://doi.org/10.1002/hyp.8426>
- Skotnicki, M., Sowiński, M., 2013. The influence of depression storage on runoff from impervious surface of urban catchment. *Urban Water J.* 12, 207–218. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2013.839717>
- Soyer, M., Deroubaix, J.-F., De Gouvello, B., Hubert, G., 2014. Gestion territoriale des eaux pluviales: Les processus d'innovation au sein des collectivités françaises dépendent-ils de leur environnement scientifique? *Tech. Sci. Méthodes* 43–51. <https://doi.org/10.1051/tsm/201401043>
- Stein, E.D., Ackerman, D., 2007. Dry Weather Water Quality Loadings in Arid, Urban Watersheds of the Los Angeles Basin, California, USA. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 398–413. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00031.x>
- Stumpf, C.H., Piehler, M.F., Thompson, S., Noble, R.T., 2010. Loading of fecal indicator bacteria in North Carolina tidal creek headwaters: Hydrographic patterns and terrestrial runoff relationships. *Water Res., Shifting paradigms in the assessment of recreational water quality* 44, 4704–4715. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.004>
- Surbeck, C.Q., Jiang, S.C., Grant, S.B., 2010. Ecological Control of Fecal Indicator Bacteria in an Urban Stream. *Environ. Sci. Technol.* 44, 631–637. <https://doi.org/10.1021/es903496m>
- Temprano, J., Arango, Ó., Cagiao, J., Suárez, J., Tejero, I., 2005. Stormwater quality calibration by SWMM: A case study in Northern Spain. *Water SA* 32, 55–63. <https://doi.org/10.4314/wsa.v32i1.5240>
- Terranova, O.G., Gariano, S.L., 2014. Rainstorms able to induce flash floods in a Mediterranean-climate region (Calabria, southern Italy). *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 14, 2423–2434. <https://doi.org/10.5194/nhess-14-2423-2014>
- Tobio, J.A.S., Maniquiz-Redillas, M.C., Kim, L.H., 2015. Application of SWMM in Evaluating the Reduction Performance of Urban Runoff Treatment Systems with Varying Land Use, in: International Low Impact Development Conference 2015. Presented at the

- International Low Impact Development 2015, American Society of Civil Engineers, Houston, Texas, pp. 11–20. <https://doi.org/10.1061/9780784479025.002>
- Troy, T.J., Pavao-Zuckerman, M., Evans, T.P., 2015. Debates-Perspectives on socio-hydrology: Socio-hydrologic modeling: Tradeoffs, hypothesis testing, and validation: SOCIO-HYDROLOGIC MODELING. *Water Resour. Res.* 51, 4806–4814. <https://doi.org/10.1002/2015WR017046>
- Tuomela, C., Jato-Espino, D., Sillanpää, N., Koivusalo, H., 2019a. Modelling Stormwater Pollutant Reduction with LID Scenarios in SWMM, in: Mannina, G. (Ed.), *New Trends in Urban Drainage Modelling*. Springer International Publishing, Cham, pp. 96–101. https://doi.org/10.1007/978-3-319-99867-1_17
- Tuomela, C., Sillanpää, N., Koivusalo, H., 2019b. Assessment of stormwater pollutant loads and source area contributions with storm water management model (SWMM). *J. Environ. Manage.* 233, 719–727. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.061>
- Turco, M., Brunetti, G., Palermo, S.A., Capano, G., Grossi, G., Maiolo, M., Piro, P., 2020. On the environmental benefits of a permeable pavement: metals potential removal efficiency and Life Cycle Assessment. *Urban Water J.* 1–9. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1713380>
- Voinov, A., Bousquet, F., 2010. Modelling with stakeholders☆. *Environ. Model. Softw.* 25, 1268–1281. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007>
- Walters, S.P., Thebo, A.L., Boehm, A.B., 2011. Impact of urbanization and agriculture on the occurrence of bacterial pathogens and stx genes in coastal waterbodies of central California. *Water Res.* 45, 1752–1762. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.032>
- Weeks, J.R., 2010. Defining Urban Areas, in: Rashed, T., Jürgens, C. (Eds.), *Remote Sensing of Urban and Suburban Areas, Remote Sensing and Digital Image Processing*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 33–45. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4385-7_3
- Weiss, P.T., Kayhanian, M., Gulliver, J.S., Khazanovich, L., 2019. Permeable pavement in northern North American urban areas: research review and knowledge gaps. *Int. J. Pavement Eng.* 20, 143–162. <https://doi.org/10.1080/10298436.2017.1279482>
- Weng, Q., 2012. Remote sensing of impervious surfaces in the urban areas: Requirements, methods, and trends. *Remote Sens. Environ.* 117, 34–49. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.02.030>
- Wesselink, A., Kooy, M., Warner, J., 2017. Socio-hydrology and hydrosocial analysis: toward dialogues across disciplines: Socio-hydrology and hydrosocial analysis. *Wiley Interdiscip. Rev. Water* 4, e1196. <https://doi.org/10.1002/wat2.1196>
- Wesselink, A.J., 2007. Flood safety in the Netherlands: The Dutch response to Hurricane Katrina. *Technol. Soc.* 29, 239–247. <https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2007.01.010>
- Wicke, D., Cochrane, T.A., O’Sullivan, A., 2012. Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces. *J. Environ. Manage.* 113, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.005>
- Wijesiri, B., Egodawatta, P., McGree, J., Goonetilleke, A., 2016. Assessing uncertainty in stormwater quality modelling. *Water Res.* 103, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.011>

- Witt, G., Trost, E., 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sediments of the Baltic Sea and of the German coastal waters. *Chemosphere* 38, 1603–1614. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(98\)00387-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(98)00387-7)
- Wright, M.E., Solo-Gabriele, H.M., Elmir, S., Fleming, L.E., 2009. Microbial load from animal feces at a recreational beach. *Mar. Pollut. Bull.* 58, 1649–1656. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.07.003>
- Yilmaz, D., Sabre, M., Lassabatère, L., Dal, M., Rodriguez, F., 2016. Storm water retention and actual evapotranspiration performances of experimental green roofs in French oceanic climate. *Eur. J. Environ. Civ. Eng.* 20, 344–362. <https://doi.org/10.1080/19648189.2015.1036128>
- York, D., Evensen, N.M., Martínez, M.L., De Basabe Delgado, J., 2004. Unified equations for the slope, intercept, and standard errors of the best straight line. *Am. J. Phys.* 72, 367–375. <https://doi.org/10.1119/1.1632486>
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Res.* 46, 6683–6692. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012>
- Zhang, S., Guo, Y., 2015. SWMM Simulation of the Storm Water Volume Control Performance of Permeable Pavement Systems. *J. Hydrol. Eng.* 20, 06014010. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001092](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001092)
- Zoppou, C., 2001. Review of urban storm water models. *Environ. Model. Softw.* 16, 195–231. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(00\)00084-0](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(00)00084-0)

ANNEXES

Annexe 1 : Article scientifique publié dans la revue Comptes Rendus Geoscience

Rio, M., Salles, C., Rodier, C., Cantet, F., Marchand, P., Mosser, T., Cernesson, F., Monfort, P., Tournoud, M-G.T, 2017. An empirical model to quantify fecal bacterial loadings to coastal areas: Application in a Mediterranean context. *Comptes Rendus Geoscience* 349, 299–309.

Annexe 2 : Acte de conférence – MEDCOAST 2017

Rio M., Salles C., Licznar-Fajardo P., Marchand P., Toubiana M., Rodier C., Cernesson F., Monfort P., Tournoud M-G., 2017. Fecal microbial inputs to coastal waters from an urbanized basin. In: Özhan, E. (Ed.) Proc. of the 13th Int. MEDCOAST Congress on “Coastal and Marine Sciences, Engineering, Management & Conservation, 2017, Mellieha, Malte, Vol. 1, pp 565-575

Annexe 3 : Acte de conference – UDM 2018

Rio, M., Tournoud, M-G., Salles, C., Bancon-Montigny, C., Monfort, P., Rodier, C., Toubiana, M., Marchand, P. 2018. Characterization of the Dynamics of Microbiological and Chemical Contaminants in an Urban Catchment in South of France: From Field Data Collection to Modelling. In: Mannina, G. (Ed.), *New Trends in Urban Drainage Modelling*, 2018, Palermo, Italie, pp 682 - 687

Annexe 4 : Article scientifique publié dans la revue Journal of Hydrology

Rio, M., Salles, C., Cernesson, F., Marchand, P., Tournoud, M.-G., 2020. An original urban land cover representation and its effects on rain event-based runoff and TSS modelling. *Journal of Hydrology* 586, 124865.

Annexe 5 : Canevas d’entretien

Annexe 6 : Grille d’analyse des entretiens

Annexe 7 : Article scientifique publié dans la revue Urban Water Journal

Rio, M., Salles, C., Tournoud, M-G., 2020. Modelling the effects of stormwater control measures on runoff volume and particulate load in urban catchments. *Urban Water Journal*, pp 1-12.

Annexe 1 : Article scientifique publié dans la revue Comptes Rendus Geoscience

Rio, M., Salles, C., Rodier, C., Cantet, F., Marchand, P., Mosser, T., Cernesson, F., Monfort, P., Tournoud, M-G.T, 2017. An empirical model to quantify fecal bacterial loadings to coastal areas: Application in a Mediterranean context. *Comptes Rendus Geoscience* 349, 299–309.



ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Comptes Rendus Geoscience

www.sciencedirect.com



External Geophysics, Climate and Environment

An empirical model to quantify fecal bacterial loadings to coastal areas: Application in a Mediterranean context



Marlène Rio^a, Christian Salles^a, Claire Rodier^a, Franck Cantet^b,
Pierre Marchand^a, Thomas Mosser^{a,1}, Flavie Cernesson^c, Patrick Monfort^a,
Marie-George Tournoud^a

^a HydroSciences Montpellier (HSM), UMR 5569 CNRS, IRD, Université de Montpellier, 34093 Montpellier cedex 05, France

^b Infectious Disease Research Institute of Montpellier (IRIM), UMR 9004 CNRS, Université de Montpellier, 34293 Montpellier cedex 5, France

^c Territoires, environnement, télédétection et information spatiale (TETIS), UMR IRSTEA, CIRAD, AgroParisTech, 34093 Montpellier cedex 5, France

ARTICLE INFO

Article history:

Received 29 June 2017

Accepted after revision 21 September 2017

Handled by Isabelle Manighetti,
Rutger De Wit, Stéphanie Duvail
and Patrick Seyler

Keywords:

Fecal Indicator Bacteria

Rainfall

Antecedent Precipitation Index

Linear regression

Uncertainties

Bathing and fishing waters

ABSTRACT

In coastal catchments, rainfall events primarily drive bacterial inputs to the sea by causing land runoff, surface leaching and sewer overflow. Under semi-arid climate, extensive dry periods are interspersed with extreme precipitation. This paper aims to assess the impact of intense summer rainstorms events on Fecal Indicator Bacteria loadings to Mediterranean seawaters. Firstly, explanatory relationships were derived between an Antecedent Precipitation Index and the loads of thermo-tolerant coliforms and intestinal enterococci measured at three catchment outlets in the Gulf of Aigues-Mortes (southern France). Secondly, fecal bacterial loadings were simulated during summer season from 2006–2016, with a confidence interval arising from measurements uncertainties. On average, more than two rainstorms per summer season elevate bacterial loads at least by one order of magnitude, potentially leading to the degradation of bathing and fishing water quality observed in regulatory monitoring data. The results highlight the crucial importance of considering hydrological conditions in coastal water quality management.

© 2017 Académie des sciences. Published by Elsevier Masson SAS. All rights reserved.

1. Introduction

Coastal water quality is a key driver of seaside tourism economy. Elevated fecal contamination may threaten human health, impair the aquatic environment and lead to prohibition of bathing and shellfish harvesting (Coulliette and Noble, 2008; Dwight et al., 2004). In coastal catchments, the rapid urbanization and the expansion of agricultural land generate increasing levels of pollutants. Consequently,

regulatory bodies are required to actively manage coastal water quality to promote economic development along with the protection of public health and marine environments.

Fecal Indicator Bacteria (FIB), such as thermo-tolerant coliforms and intestinal enterococci are used across the world to detect fecal pollution and set water quality standards. Fecal contamination may come from humans and animals frequenting beaches (Elmir et al., 2007; Wright et al., 2009) and from continental inputs, such as surface leaching, land runoff and sewer discharges (Ahn et al., 2005; Jeong et al., 2005; Reoyo-Prats et al., 2016). Although coastal waters may be contaminated during dry periods (Stein and Ackerman, 2007), numerous studies highlighted the effects of hydroclimatic conditions on

Corresponding author.

E-mail address: marlene.rio@umontpellier.fr (M. Rio).

¹ In memoriam.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.crte.2017.09.005>

1631-0713/© 2017 Académie des sciences. Published by Elsevier Masson SAS. All rights reserved.

bacterial contamination in seawaters (Boehm et al., 2002; Fiandrino et al., 2003; Parker et al., 2010).

During rainfall events, runoff is generated by different processes. It occurs directly on impervious surfaces and on permeable soils when rainfall intensity exceeds the infiltration rate or when the soil is saturated (Hillel, 2003). Therefore, bacterial contaminants deposited by domestic animals, birds and rodents are conveyed into the watercourses (Causse et al., 2015; Ram et al., 2007). Extreme events also lead to important contamination in urban watercourses due to sewer overflow (Marsalek and Rochfort, 2004). In agricultural areas, microbial pollution is mainly generated by livestock and wild animals (Sigua et al., 2010). Further, Muirhead et al. (2004) showed that sediment resuspension in natural streams and drainage networks highly contributes to bacterial contamination of coastal waterways.

Under semi-arid climates, intense and local storms occur after long dry periods and lead to flash floods (Perrin and Tournoud, 2009; Terranova and Gariano, 2014). In such areas, the major annual rain events are responsible for more than 97% of annual fecal bacterial load in coastal rivers (Chu et al., 2011; Reeves et al., 2004). Precipitations with high intensities and depth are especially characteristic of tropical climates, in particular during the wet season. Consequently, bacterial contamination of coastal waters is highly driven by hydrological conditions in tropical areas (Cho et al., 2010; Rochelle-Newall et al., 2016).

In Europe, the exceeding of the quality thresholds in terms of fecal bacterial contamination is responsible for non-compliance with the European bathing water quality directive (European Environment Agency, 2016). To support coastal water quality management, previous research examined the relationship between environmental conditions and fecal bacterial levels in coastal waters. Strong correlations have been revealed between rainfall amounts and FIB concentrations in many regions, notably in the Flyde coast, UK (Crowther et al., 2001), in California, USA, (Ackerman and Weisberg, 2003) and in Korea (Cha et al., 2010). Although multiple linear regressions were used to link meteorological parameters to bacterial concentrations in urban storm-water runoff (Ekklesia et al., 2015; Farnham and Lall, 2015; Hathaway et al., 2010), little work has been conducted to model bacterial loadings at catchment outlets. However, continental inputs are driven by hydrological conditions and represent the major source of fecal contamination in coastal zones.

In the context of seawater contamination during extreme rainfall events, this paper aims at giving insights into summer storm effects on coastal water quality, by quantifying bacterial loadings from some Mediterranean catchments in Southern France. It intends to provide a simple tool based on rainfall data to characterize potential microbial contaminations of coastal bathing and fishing waters. A better understanding of water quality is essential to support coastal water managers in protecting human health and reducing the socio-economic impacts of such contaminations. The methodology can be conducted in other regions where fecal bacterial contaminations of bathing waters occur after rainfall events, such as touristic destinations in semi-arid and tropical climates.

2. Materials and methods

2.1. Site description

The Gulf of Aigues-Mortes, presented in Fig. 1, is a very attractive site for summer seaside tourism in southern France. The 20 km long coastline is shared by 31 beaches, 6 marinas and many nautical sport clubs. The catchment of the gulf encompasses more than 2300 km² with a mixed land use: 48% of the catchment is agricultural and 13.5% is artificial. The remaining 38.5% are forest, semi-natural areas and wetlands. The population is above 900,000 inhabitants, mainly distributed between the urban areas of Montpellier and Nîmes. According to the national institute of statistics and economic studies (INSEE), the population within the study area averagely increases by 1% per year. In coastal cities, the population increases by up to 40% during summer season. With an average annual rainfall of 672 mm, the climate is semi-arid with the majority of rainfall observed in autumn. A high inter-annual variability of rainfall is characteristic of the Mediterranean climate, along with the occurrence of extreme rainstorms. Consequently, the hydrological regime is extremely variable and leads to the contamination of coastal waters during flood events.

Three subcatchments are part of the Gulf of Aigues-Mortes catchment. Firstly, the Vistre-Vidourle (VV) catchment, with a population density of 240 inhabitants/km², covers a surface area of 1389 km² and contains the urban area of Nîmes. The Vistre and the Vidourle rivers join a mesh-type hydraulic system with two outlets, the Grau-du-Roi canal and the Ponant canal. Secondly, the 405 km² area of the Or catchment has a population density of 740 inhabitants/km² and contains a shallow lagoon of 31.7 km². The lagoon interacts with the sea through the Carnon canal. Finally, the Lez-Mosson (LM) catchment covers 709 km² on the west part of the gulf and contains the densely urbanized area of Montpellier. The population density is 691 inhabitants/km². Hydraulic exchanges take place between the Lez River and eight coastal lagoons upstream of the two outlets, the Prevost canal and the Lez River estuary. At the south end of Montpellier, a new wastewater treatment plant, MAERA, is operational since 2006 and collect the wastewaters of 16 municipalities, among which the coastal city of Palavas-les-Flots. The effluents are discharged through a sea outfall 10 km off the coast (Fig. 1). The level of sewage treatment of MAERA is 388,783 population equivalent, representing 64% of the wastewaters in the LM catchment. The remaining 36% of the effluents are discharged into continental waters. In the Or and VV catchments, respectively 142,853 and 409,233 population equivalents are treated, of which are the wastewaters from coastal cities, and the effluents are discharged into rivers and estuaries.

2.2. Sampling and bacterial analyses

Nineteen sampling campaigns were conducted in coastal river outlets and lagoon channels across the Gulf of Aigues-Mortes from June 2008 to January 2015. Hydrological conditions from low flow to high flow and floods

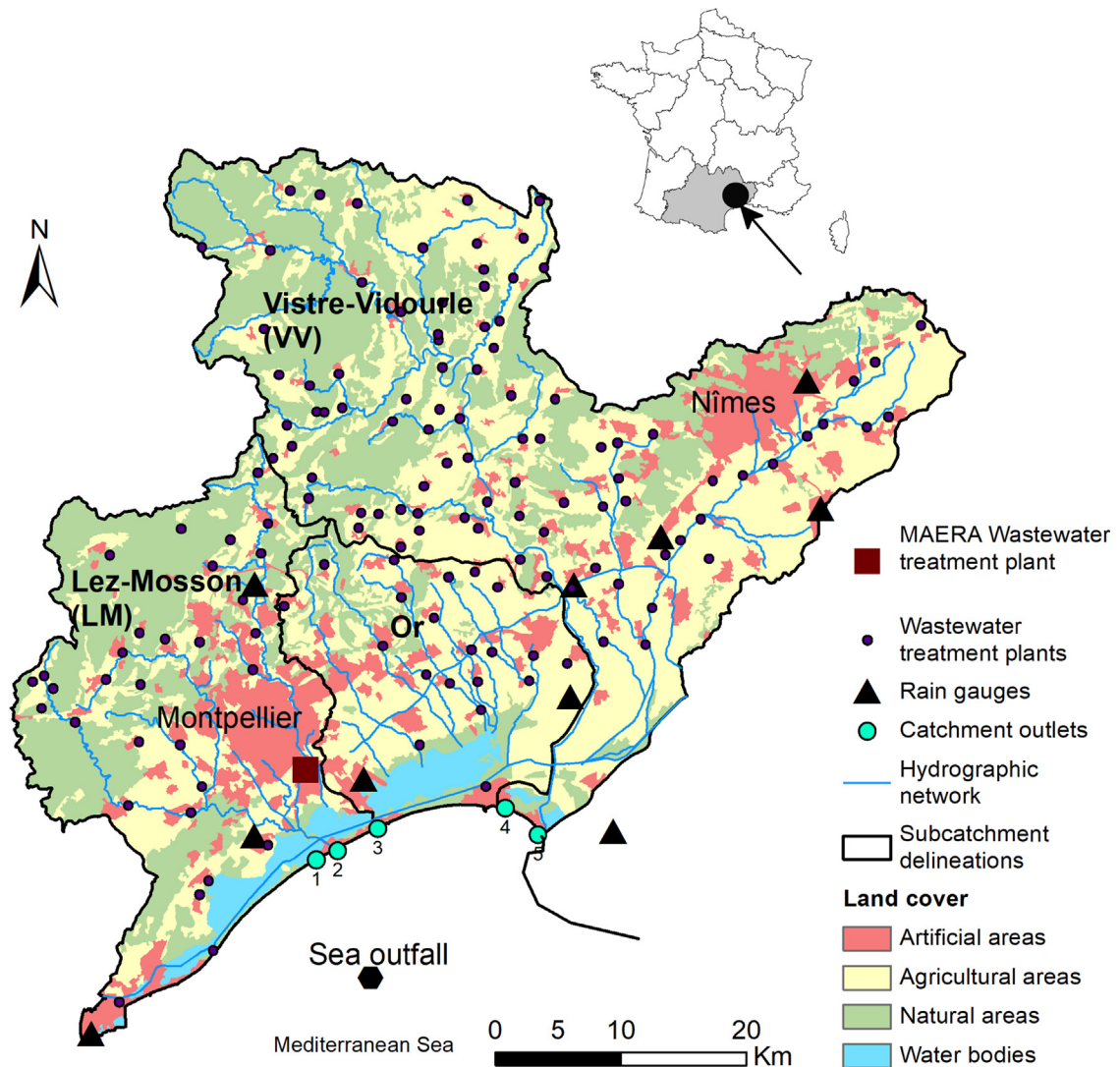


Fig. 1. Catchment of the Gulf of Aigues-Mortes. The outlets are (1) the Prevost canal, (2) the Lez estuary, (3) the Carnon canal, (4) the Ponant canal, and (5) the Grau-du-Roi canal (Vidourle estuary). LM: Lez-Mosson catchment, Or: Or catchment, VV: Vistre-Vidourle catchment.

were explored. Four campaigns were performed in summer (2008 and 2014), 11 campaigns took place in autumn (2008, 2009, 2010, and 2014), two campaigns were carried out in winter (2009 and 2015) and the last two were undertaken during a flood event in spring 2011. The measurements were performed in low tide conditions to estimate the bacterial inputs from the continental area and avoid bias due to incoming seawater. At each site, flow velocities across the river channel were measured using an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP). The final discharge estimation was the average of at least four consecutive ADCP transects across the river section. Water samples were collected and stored in sterile 1-L bottles in coolers. To assess the variability of FIB concentrations within the flow section, eight grab samples were collected in eight river subsections and constituted an average sample. Moreover, since intra-storm FIB

concentrations and river flows can be highly variable (Chu et al., 2011), samples were collected by an automatic sampling device and river flow was continuously measured during flood events in 2010 and 2011. Water samples were processed at the laboratory using the reference methods ISO 9308-1 and ISO 7899-2 mentioned in the European bathing water directive 2006/7/EC to enumerate thermo-tolerant coliforms (TTC) and intestinal enterococci (IE), respectively (European Parliament. Council of the European Union, 2006). Water volumes (0.1, 1, 10 and 100 mL) were filtered in duplicate on cellulose nitrate membrane (Whatman filters). TTC were quantified on triphenyl tetrazolium chloride tergitol agar incubated for 24 h at 44.5 °C, and intestinal enterococci were enumerated on Slanetz medium incubated for 48 h at 37 °C. The results are expressed as colony forming units per 100 mL (CFU/100 mL).

2.3. Data

2.3.1. Rainfall data

From ten evenly distributed rain gauge stations, daily rainfall data from 2006 to 2016 were obtained from Météo France in the study area. Spatial rainfall distribution was assessed applying Thiessen interpolation to the rain gauge network. Four weather stations were used to calculate the rainfall over the LM and Or subcatchments whereas 7 rain gauges describe the precipitations over the VV subcatchment. One of them is located in the coastal city of Aigues-Mortes, out of the catchment (Fig. 1).

2.3.2. Water quality data

To compare bacterial inputs from the Gulf of Aigues-Mortes (GAM) catchment and from the sea outfall of MAERA, monthly records of TTC and IE concentrations in the treated effluents of the wastewater treatment plant were provided by the Montpellier-Méditerranée Métropole from 2009 to 2013. Bathing water quality data was provided by the Occitanie regional health agency over the period 2006–2016. TTC and IE concentrations were measured during summer season in bathing waters surrounding the catchment outlets. The beaches surrounding the VV catchment outlets are located on the littoral of “Le Grau-du-Roi” and “La Grande Motte” whereas LM and Or catchment outlets may contaminate the bathing waters of “Palavas-les-Flots” and “Mauguio”.

2.4. Methods for data analysis

There are three main stages to the analysis. Firstly, explanatory relationships are derived between bacterial loadings at the catchment outlets and an Antecedent Precipitation Index (API) calculated from the observed climate datasets. Secondly, measurement uncertainties are included in the linear regression to estimate confidence intervals on model predictions. Finally, these relationships are applied to rainfall data over the period 2006–2016, assuming stationarity in territorial dynamics and rainfall patterns, to simulate bacterial loadings to the coastal area. This period corresponds to the installation of the new wastewater treatment plant of Montpellier. Lastly, the model outputs are compared to the FIB loads measured at the entrance of the sea outfall pipe of the wastewater treatment plant and linked to bathing water quality monitoring data.

2.4.1. Deriving relationships between bacterial loadings to the Gulf of Aigues-Mortes and an Antecedent Precipitation Index

As a first step, FIB concentrations and river flow measurements were used to calculate instant bacterial loadings. Previous research has demonstrated a strong relationship between FIB loads and rainfall accumulation in coastal rivers (Chu et al., 2011; Stumpf et al., 2010). The instant bacterial load is the number of colony forming units flowing per time unit, calculated as:

$$L(t) = k \times C(t) \times Q(t) \quad (1)$$

where $C(t)$ is the instant mean concentration of FIB within the section (CFU/100 mL), $Q(t)$ is the instant river flow (m³/s),

and k is the time unit conversion factor, equal to 8.64×10^8 . The load $L(t)$ is then expressed as CFU per day. When several values were available for one day, the arithmetic mean was calculated to determine the daily load. For a given subcatchment, bacterial inputs to the sea were computed from the sum of the FIB loadings at each outlet.

In a second phase, the Antecedent Precipitation Index (API) was calculated from daily rainfall datasets. The average rainfall in each subcatchment was calculated from Thiessen polygons delineated from the locations of the weather stations. The API, defined by Kohler and Linsley (1951), has been widely used to link rainfall and runoff across the world (Descroix et al., 2002; Sittner et al., 1969). It results from the sum of weighted rainfall depths of the antecedent days, calculated as following:

$$API = \sum_{i=0}^d P_i \times k^i \quad (2)$$

where API is the Antecedent Precipitation Index of a given day (mm), P_i is the rainfall of the i^{th} antecedent day (mm), and d is the number of antecedent days; k is the weighting coefficient, defined as the rainfall abatement which characterizes the hydrological response of the catchment.

The bacterial loads are not normally distributed hence they were \log_{10} transformed prior to the statistical analysis. Linear relationships between API and bacterial loadings were derived by linear regression for both TTC and EI. The Pearson correlation coefficient was used to assess the statistical significance of the regressions with a confidence level of 95%.

2.5. Including measurement uncertainties in the linear regression model

The bacterial load uncertainty is assessed through the spatial-temporal variations of FIB concentration within the flow section during rainfall events and the error on flow measurements. The spatial variability of daily rainfall is assessed through the standard deviation between values of precipitation at the different weather stations within each subcatchment. Then, the uncertainty associated with a given API value is the average of the daily spatial variation of rainfall for the number of antecedent days taken into account in API calculation. Numerous studies highlighted various methods to define the best linear regression when both axes are affected by an error (Burr et al., 2012; Rio et al., 2001). The ordinary least square regression is usually used when the x -axis error is negligible. However, other methods such as the maximum likelihood estimation and the orthogonal distance regression are not found to improve the results when both axes contain uncertainties (Oliveira and Aguiar, 2013; York et al., 2004). Consequently, the ordinary least square regression is used in this analysis to determine the best fitting straight line linking API and bacterial loadings. An associated confidence interval is usually defined by assessing the dispersion of the points around the regression line. Nevertheless, a different method is proposed in this study to include measurements uncertainties. At first, both the x and y errors are assumed

to be normally distributed around the measured value within the uncertainty interval. Ten thousand ensembles of (x, y) points are then generated by Monte Carlo simulations within these distributions. Then the least square method is employed to create an ensemble of 10,000 linear regressions arising from the measurement errors. The confidence interval is defined as the range containing 90% of these linear regressions.

2.6. Simulating bacterial inputs to the Gulf of Aigues-Mortes

The relationships between bacterial loadings and API described in Section 2.4.1 were applied to rainfall datasets on summer season from 2006 to 2016. The model outputs provide the magnitude of bacterial loadings caused by rainfall events in each subcatchment. The bacterial loads in the effluents of the wastewater treatment plant were then compared to the simulated FIB loads at the catchment outlets. Lastly, bathing water quality data of regulatory monitoring was related to bacterial contamination events simulated in the Gulf of Aigues-Mortes.

3. Results

3.1. FIB loads and measurement uncertainties

The samples collected in the Gulf of Aigues-Mortes resulted in 16, 13 and 19 daily loads estimations at the outlets of the LM, Or and VV subcatchment respectively, presented in Fig. 2. The coherence of the results obtained from June 2008 to January 2015 confirms the temporal stationarity of bacterial fluxes dynamics. During the sampling days, the Antecedent Precipitation Index (API) ranged from 0.5 to 118 mm in the three subcatchments. Different hydrological regimes are represented in the data. For instance, the flood of November 2010 was intense and short, with 127 mm rainfall recorded over several hours, whereas a longer event was observed in March 2011 with 135.7 mm of rainfall amount over 4 days.

FIB concentrations and flow measurements in the 8 subsections of each river sampling site were used to assess the spatial heterogeneity of FIB loadings within the flow section. On average, a sample taken from one position within the water column provides an estimation of the mean bacterial load with an accuracy of one log unit CFU/day. This uncertainty is mainly explained by the fluctuation of bacterial concentrations. As an example, the level of TTC in the Lez River section in January 2009 ranged from 4650 CFU/100 mL to 35,000 CFU/100 mL between the eight different subsections (Fig. 3a). Although this variation is different in the five sampling sites, on average bacterial concentrations across the channel sections can vary by one log unit CFU/100 mL for both TTC and EI. The magnitude of the variation is lower for high flow conditions. In a lesser extent, the temporal intra-storm variability may represent a second source of uncertainty. This error is reduced as the extreme events were continuously monitored and the FIB loads are calculated on a daily basis.

The bacterial loads of TTC were found to vary from 5.76×10^{10} to 1.06×10^{17} CFU/day at the outlets of the

Gulf of Aigues-Mortes catchment. The loads of EI were lower, ranging from 2.39×10^{10} to 5.74×10^{16} CFU/day. The correlation between TTC and IE loads for the 48 observations is significant, with a coefficient of determination of 0.947 at the outlets of the Gulf of Aigues-Mortes catchment when the load of IE is the explanatory variable (Fig. 3b). Microbial loadings are high in the Lez and the Vidourle estuaries, whereas the buffering capacity of the lagoons reduces the FIB loads at the other outlets. In the Or catchment, the observed median loads are one hundred times lower than those measured at the outlets of the two other subcatchments. This is explained by the large buffering capacity of the Or lagoon. Finally, although the microbial loads in the VV and LM subcatchments are of the same order of magnitude during dry periods, the bacterial sources vary spatially in the Gulf of Aigues-Mortes. Whilst the microbial contamination from the VV catchment is due to a mix of urban and agricultural runoff, the major source of FIB in the LM and the Or catchments is the densely urbanized area.

3.2. Correlation between fecal contamination loadings and API

The parameters of the API, which are the duration and the weighting coefficient, were calibrated through a sensitivity analysis. The optimum r -squared coefficient was reached when the duration, d , was 10 days, and the weighting coefficient, k , was 0.85. Consequently, the system status for a given day is characterized by the weighted rainfall recorded during the 10 antecedent days. The weighting factor of 0.85 illustrates a strong rainfall abatement, characterizing the rapid hydrological response of the Gulf of Aigues-Mortes catchment. Therefore, recent precipitations have a major effect on bacterial loadings compared to past rainfall. The results associated with the linear regressions linking API and bacterial loadings are presented in Table 1.

Significant correlations are observed between the explanatory variable, the API, and FIB loadings in the Gulf of Aigues-Mortes, highlighting the influence of hydrological regimes on bacterial dynamics. In the study area, more than 80% of the variance of bacterial loadings is explained by API. Regarding the Or subcatchment, the buffering capacity of the Or Lagoon was considered by calculating API for the day preceding the measurement. Therefore, it is assumed that bacterial contaminants need one more day to reach the catchment outlet than in the other subcatchments. This lag time was determined through statistical calibration, on the basis of daily API and FIB loads observations. The higher value observed for the slope of the linear model at the outlet of the VV subcatchment suggests a larger microbial contaminants load conveyed to the outlet than in the LM and VV subcatchments for increasing API. Fig. 4 shows the linear regressions linking API and TTC loadings at the three subcatchments outlets.

The uncertainty related to API corresponds to the average of the daily standard deviation between the precipitations observed at the weather stations for each subcatchment. This uncertainty varies among the API values according to the spatial extension of the rainfall events. The 90% confidence intervals presented in

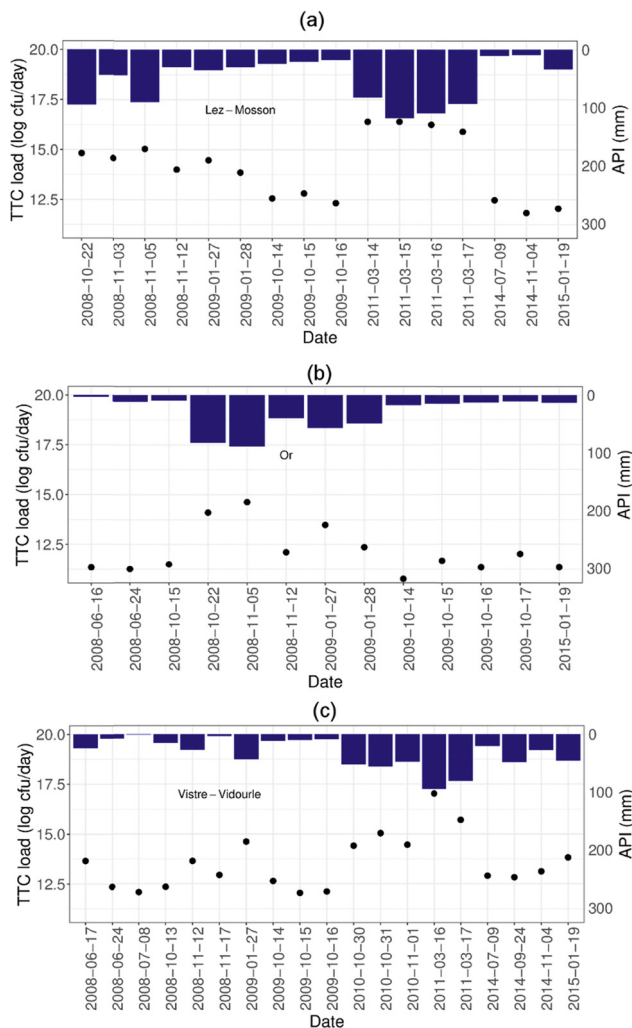


Fig. 2. Daily loads estimations of thermo-tolerant coliforms (TTC) and associated uncertainties between June 2008 and January 2015 in (a) the Lez-Mosson catchment; (b) the Or catchment; (c) the Vistre-Vidourle catchment. The histogram represents the Antecedent Precipitation Index (API) corresponding to each measurement.

long-dashed lines in Fig. 4 take into account the uncertainties estimated from bacterial load measurements and the spatial variability of API. The method used to consider measurement errors through Monte Carlo simulations captures a broader range of bacterial loadings variability than the only consideration of the dispersion of the points around the regression line, represented in dotted lines in Fig. 4. Consequently, the measurement errors have a significant impact on the variation range of bacterial loadings to the coastal area for a given API value.

3.3. Simulation of FIB loadings

FIB loadings at the catchment outlets were simulated using the empirical model during summer seasons from 2006 to 2016 (Fig. 5). The base load is significantly lower in the Or subcatchment (< 11 log CFU/day) than in the LM and VV subcatchments (> 12 log CFU/day). The latter two

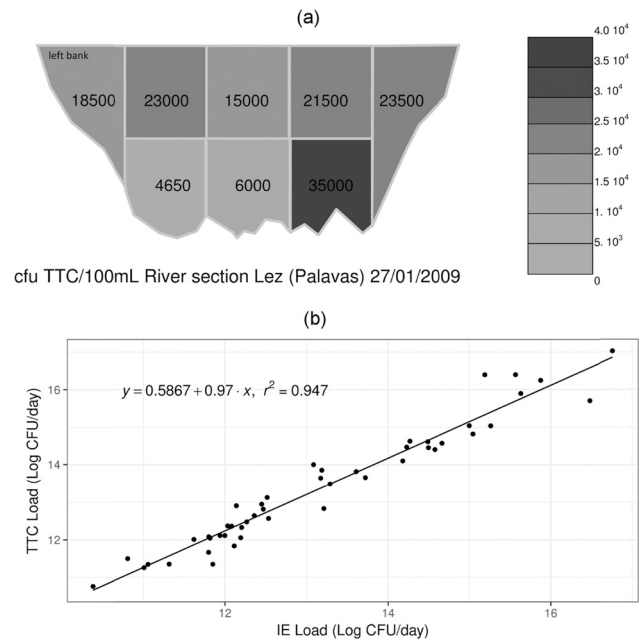


Fig. 3. a: spatial variability of thermo-tolerant coliforms (TTC) concentration in the Lez river section on January 27th, 2009; b: linear regression between thermo-tolerant coliforms (TTC) and intestinal

present similar levels of bacterial contamination in dry periods, even though the population is significantly higher in the LM subcatchment. Consequently, the MAERA wastewater treatment plant contributes to reducing the continental inputs of Fecal Indicator Bacteria under dry conditions. After rainfall events, bacterial loadings increase suddenly in the three subcatchments and return to baseline conditions in several days. On average, 2.4 rainfall events per summer season lead to an increase of simulated FIB loads by more than one log unit CFU/day. These events, illustrated in Fig. 5a, may have severe consequences on bathing water quality and marine environments. Whereas under dry weather conditions, the simulated loads are found significantly lower at the catchment outlets than at the sea outfall of the MAERA wastewater treatment plant, intense summer rainstorms elevate bacterial loadings such as continental inputs become the major source of Fecal Indicator Bacteria in the coastal area. This phenomenon is illustrated in Fig. 5b during the 23.7 mm storm event on July 1st, 2012, which led to a significant increase of TTC loadings at the outlets. Regarding the VV subcatchment, highly elevated bacterial loads during rainfall events may be due to significant sewer overflows, as many wastewater treatment plants discharge their effluents in this catchment. Also, land runoff occurs over horse and bulls breeding areas and the urban area of Nîmes. The storm event on July 1st, 2012 coincides with a “poor” water quality classification in Palavas-Les-Flots on July 2nd, as illustrated in Fig. 6.

4. Discussion

This study analyses the impact of intense summer rainstorms on fecal contaminations in a coastal area under

Table 1

Characteristics of the linear regressions linking the Antecedent Precipitation Index (API) and Fecal Indicator Bacteria (FIB) loadings for both thermo-tolerant coliforms (TTC) and intestinal enterococci (IE) in the three subcatchments of the Gulf of Aigues-Mortes (Lez-Mosson, Or, and Vistre-Vidourle). In the Or subcatchment, the API was calculated for the day preceding the measurement as bacterial contaminants need one more day to reach the catchment outlet because of the buffering capacity of the Or lagoon.

	Lez-Mosson		Or		Vistre-Vidourle	
	TTC	IE	TTC	IE	TTC	IE
Intercept						
Estimate	12.1	12	10.9	10.8	12	11.6
Std error	0.323	0.24	0.17	0.214	0.192	0.187
Pr (> t)	1.89E ⁻¹⁵	2E ⁻¹⁶	1.61 ⁻¹⁵	2.33E ⁻¹⁴	2E ⁻¹⁶	2E ⁻¹⁶
Slope						
Estimate	0.038	0.035	0.039	0.039	0.048	0.056
Std error	0.005	0.004	0.004	0.005	0.005	0.005
Pr (> t)	2.46E ⁻⁰⁶	1.97E ⁻⁰⁷	1.18E ⁻⁰⁶	1.08E ⁻⁰⁵	8.93E ⁻⁰⁹	6.36E ⁻¹⁰
R ²	0.805	0.864	0.892	0.84	0.864	0.9
Pearson coefficient	0.9	0.93	0.94	0.92	0.93	0.95

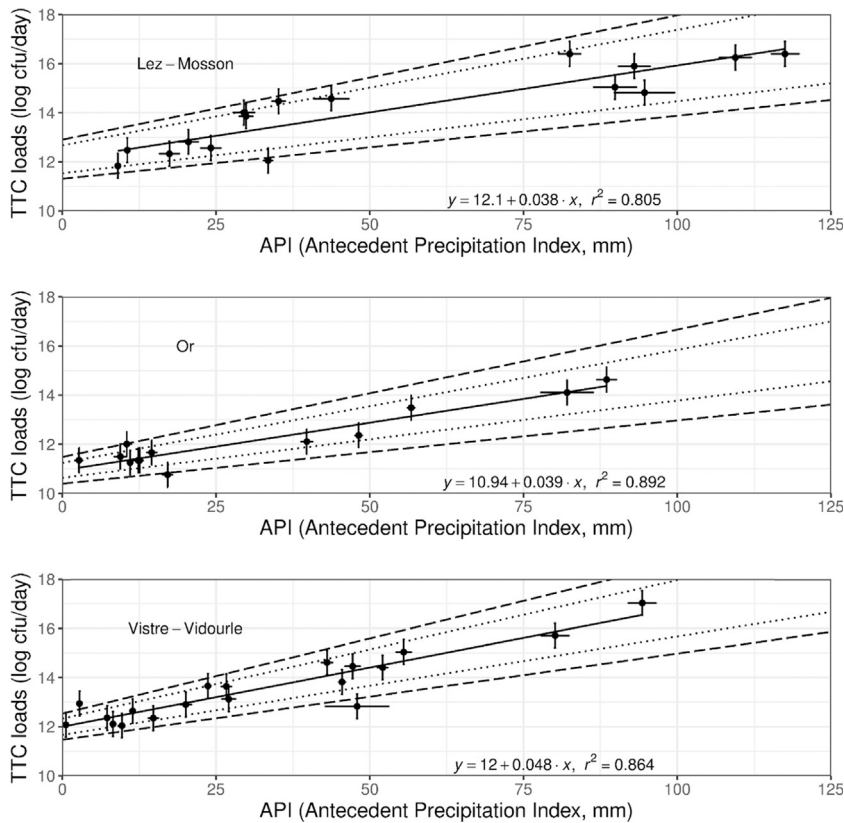


Fig. 4. Explanatory relationships between API and thermo-tolerant coliforms (TTC) loads in the Gulf of Aigues-Mortes. The 90% confidence intervals arising from measurement uncertainties are represented in long-dashed lines. The 90% confidence intervals arising from the dispersion of the points are represented in dotted lines.

the Mediterranean climate. Our results show significant increases in thermo-tolerant coliforms and intestinal enterococci loadings at the catchment outlets in response to intense rainfall events, consistent with previous studies conducted under semi-arid and tropical climates (Ackerman and Weisberg, 2003; Causse et al., 2015; Cho et al., 2010; Rochelle-Newall et al., 2016). Microbial loadings were found to be highly correlated with the Antecedent Precipitation Index (API) at the outlets of the three

subcatchments, regarding TTC as much as IE. Although other meteorological criterions such as solar irradiation could impact FIB loads at the catchment outlets (Cha et al., 2010; Chan et al., 2015; Hathaway et al., 2010; Rochelle-Newall et al., 2015), antecedent rainfall is the main indicator influencing microbial contamination in the Gulf of Aigues-Mortes.

Simulated bacterial loadings are systematically associated with a confidence interval emerging from measure-

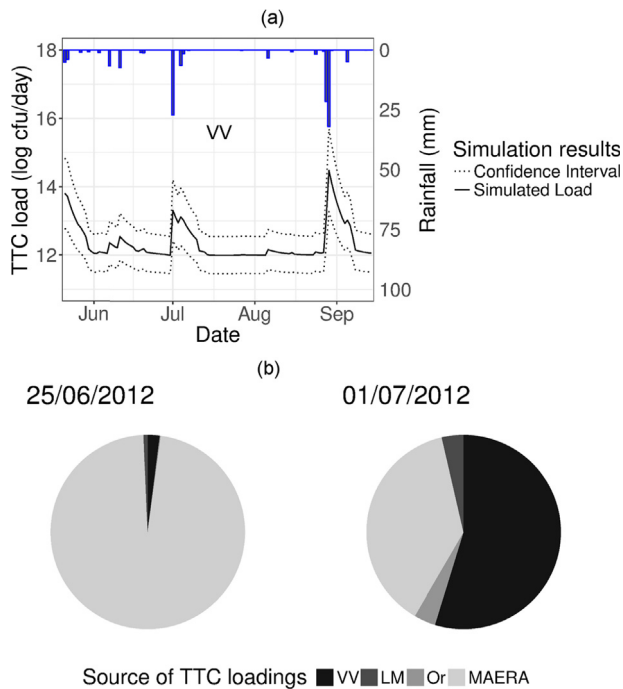


Fig. 5. a: simulated loads of thermo-tolerant coliforms (TTC) at the Vidourle-Vistre (VV) subcatchment outlets during summer 2012. The histogram represents the daily precipitation; b: apportionment of thermo-tolerant coliforms (TTC) loadings (CFU/day) to the Gulf of Aigues-Mortes under dry conditions (total load of 1.96×10^{14} CFU/day) and during a rainfall event (total load of 2.87×10^{14} CFU/day). LM: Lez-Mosson catchment, Or: Or catchment, VV: Vistre-Vidourle catchment, MAERA: wastewater treatment plant.

ment uncertainties. Whilst standard statistical methods assess uncertainties through the dispersion of the points around the regression line, this study provides a methodology to take into account the difficulties of precisely measuring FIB concentrations and river discharges, especially during extreme events. These errors mainly depend on the spatial-temporal variability of microbial concentrations within the river section, even though sample storage and laboratory methods may also generate uncertainties (McCarthy et al., 2008). Thereby including measurement errors in the modelling process, the order of magnitude of bacterial loadings is estimated along with an accurate range of variation. Therefore, significant increases in FIB loads can be detected and distinguished from negligible variations within the 90% confidence interval.

Over the period 2006–2016, the model outputs highlight frequent summer rainstorms leading to an increase of bacterial loadings by more than one log unit CFU/day at the catchment outlets. Although the spread of contamination depends on numerous factors such as salinity, dissolved oxygen, temperature, marine currents and solar irradiation (Boehm et al., 2002; Gonzalez et al., 2012), massive inputs of microbial contaminants to the coastal area may affect human health and cause bathing prohibition. Several events of bathing water quality degradation were recorded by the Occitanie regional health agency from 2006 to 2016 during rainy sampling

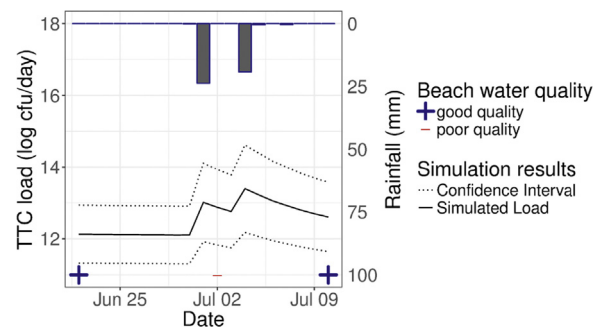


Fig. 6. Thermo-tolerant coliforms (TTC) loadings at the Lez-Mosson catchment outlets and bathing water quality in Palavas-Les-Flots during summer 2012. The histogram represents the daily precipitation.

days. Notwithstanding that the majority of regulatory samples classify bathing waters as “excellent” in the Gulf of Aigues-Mortes, only a few samples were collected during rainfall events and the associated API never exceeded 50 mm. Consequently, none of samples were collected during extreme summer rainstorms, which are nonetheless the most likely conditions to degrade recreational water quality.

Sewer overflow and land runoff are the main phenomena occurring during rainfall events that engender microbial contaminations. Even with the MAERA wastewater treatment plant located in the catchment since 2006, wet weather conditions generate continental bacterial loadings that may impair coastal water quality. However, during dry periods, MAERA discharges 64% of the LM catchment effluents through the sea outfall and thus reduces the continental inputs of Fecal Indicator Bacteria. Consequently, whereas the population is significantly higher in the LM catchment than in the VV catchment, bacterial loadings are similar under dry weather conditions. Moreover, the modelling of the Gulf of Aigues-Mortes hydrodynamics showed that the effluents from the sea outfall do not contaminate coastal bathing waters (Leredde et al., 2007; Monfort et al., 2012). Despite this beneficial effect of MAERA in the LM subcatchment, regulatory monitoring data underlines the impact of urbanized catchments on continental bacterial inputs to coastal waters, even under dry weather conditions. Among the observed events of bathing water quality degradation, 64% were recorded around the LM and Or catchment outlets, while 36% were recorded close to the VV subcatchment outlets. Consequently, urbanized catchments seem to generate the most important part of microbial contaminations, which is coherent with recent research (Cho et al., 2010; Kang et al., 2010; Paule-Mercado et al., 2016). Also, more frequent bathing water quality degradation was observed around the Lez and the Vidourle outlets than in the remote recreational sites. During dry periods, the sources of Fecal Indicator Bacteria may be sewer leakage in coastal cities, animals frequenting beaches and the bathers themselves (Elmir et al., 2007; Wright et al., 2009).

In the Gulf of Aigues-Mortes, bacterial contamination of coastal waters may affect the local economy by causing the prohibition of bathing and nautical activities, leading to a

decrease in tourist numbers. At a wider scale, tourism industry is the largest business sector in the world economy and highly depends on coastal and marine destinations. By highlighting the impact of rainfall events on bacterial loadings to the coastal area, this study emphasizes the need of considering hydrological conditions in the monitoring of bathing and fishing water quality to avoid severe economic losses. The collection of bathing water quality data representative of different hydrological regimes could enable water quality managers to maximize monitoring efficiency and to build a stronger predictive model. Such statistical tool has been developed in North Carolina, USA (Gonzalez et al., 2012) to detect water quality degradation in recreational and high priority shellfish waters from antecedent rainfall, salinity, dissolved oxygen and temperature.

The methodology presented in this study can also be applied in developing countries, where public health is threatened by the use of water of poor quality. In such areas, land runoff and latrines overflow are the prevalent factors driving bacterial contaminations of surface waters during rainfall events (Causse et al., 2015; Rochelle-Newall et al., 2016). Indeed, the lack of sanitation induces the defecation of humans and animals on the top of the soils. The statistical model linking bacterial loadings to antecedent precipitations could support wastewater managers in estimating the timing and magnitude of serious contamination events. Further, such analysis is cost effective and can be applied in areas where little knowledge is available about the morphology and hydrology of the catchment.

To build the empirical regressions in other environments, the demography and water management practices must stay stationary during the sampling and simulation periods. Also, the measurements of bacterial loadings should represent the different hydrological conditions of the area. Additional measurements can validate the statistical regressions after the sampling campaigns. Regarding the choice of the dependent variable, TTC and IE are used worldwide to detect fecal contamination. However, under certain climatic conditions such as in tropical areas, the persistence of these indicators is increased (Ekklesia et al., 2015), and FIB may not be suitable to identify recent fecal contamination from humans and animals. According to Rochelle-Newall et al. (2015), the development and proliferation of FIB in tropical environments are promoted by high and stable temperatures, high light intensities and high relative humidity. The empirical regressions developed in this study can then be applied for other aquatic pathogens or tracers of fecal contamination, as the calibration process only depends on the size of the catchment, the land use and the hydrological regime through API calculation.

Finally, our results showed that the frequency of assessing bathing and fishing water quality is essential to detect bacterial contamination events following intense rainstorms. A monthly sampling conducted under dry weather conditions and the incubation time for FIB enumeration limit the capacity of regulatory authorities to assess bathing water quality in a timely manner, as showed by Leecaster and Weisberg (2001) in southern California. While the authors observed only 5% of

exceedance of bathing water quality standards during monthly sampling, this frequency reached 25, 55 and 80% for sampling once a week, three times per week and five times per week, respectively. Consequently, more frequent FIB measurements, following peaks of microbial inputs predicted by the linear model could specify the link between high bacterial loadings at the catchment outlets and contamination events in surrounding recreational waters.

5. Conclusion

In semi-arid and tropical regions, intense rainstorms drive bacterial contaminants transfer through hydrographical networks to seawaters. Consequently, maintaining good water quality in recreational and fishing areas is a crucial issue facing coastal water managers. This study analyses the impact of intense summer rainstorms on fecal bacterial loadings to a coastal area under the Mediterranean climate. A linear regression model was developed to quantify thermo-tolerant coliforms and intestinal enterococci loadings at a catchment outlet in relation to an Antecedent Precipitation Index. The API results from the sum of weighted rainfall depths of the antecedent days. The model is based on temporal stationarity in territorial dynamics and rainfall patterns, assuming no major changes during the modeling period due to land use planning or climate change. Measurement uncertainties are included in the linear model to assess confidence interval of the outputs. Observed fecal bacterial loadings were found to increase significantly with API, and the highest loads were recorded during two flood events in 2010 and 2011. Moreover, river estuaries were the main sources of microbial inputs compared to the outlets of coastal lagoons, which offer important buffering capacities. The spatial heterogeneity of FIB loads within the flow section was the major source of uncertainty associated with fecal bacterial loads measurements.

The model outputs showed that (i) more than 80% of the variance of microbial loadings is explained by antecedent precipitation, (ii) on average 2 rainfall events per summer season lead to an increase of fecal bacterial inputs to the coastal area by more than one log unit CFU/day, (iii) continental inputs to the sea become the major source of fecal bacterial contaminants during rainfall events compared to the sea outfall of the wastewater treatment plant.

The advantages of the statistical model for estimating the bacterial loadings at the catchment outlets are its simplicity and its robustness. The only requirement is to have rainfall data available. The estimation of FIB loads and the associated confidence interval arising from measurement uncertainties expand the ability of coastal water managers to anticipate potential contamination of bathing and fishing waters and therefore maximize monitoring efficiency.

Acknowledgments

This work was supported by funding provided by the French Ministry of Ecology (Liteau III Grant No. 0001138;

Programme MICROGAM), by the Human–Environment Observatory of the Mediterranean Coast (OHM Littoral méditerranéen, CNRS), and by a doctoral fellowship (Marlène Rio) from the Labex DRIIHM, French programme “Investissements d’avenir” (ANR-11-LABX-0010), which is managed by the ANR. We acknowledge the “Agence régionale de santé Occitanie”, Météo France, and the “Montpellier-Méditerranée Métropole” for access to data regarding bathing water quality, rainfall records, and effluent quality of the wastewater treatment plant.

References

- Ackerman, D., Weisberg, S.B., 2003. Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica Bay Beaches. *J. Water Health* 1 (2), 85–89.
- Ahn, J.H., Grant, S.B., Surbeck, C.Q., DiGiacomo, P.M., Nezhin, N.P., Jiang, S., 2005. Coastal water quality impact of stormwater runoff from an urban watershed in Southern California. *Environ. Sci. Technol.* 39 (16), 5940–5953. <http://dx.doi.org/10.1021/es0501464>.
- Boehm, A.B., Grant, S.B., Kim, J.H., Mowbray, S.L., McGee, C.D., Clark, C.D., Foley, D.M., Wellman, D.E., 2002. Decadal and shorter period variability of surf zone water quality at Huntington Beach, California. *Environ. Sci. Technol.* 36 (18), 3885–3892. <http://dx.doi.org/10.1021/es020524u>.
- Burr, T., Croft, S., Reed, B.C., 2012. Least-squares fitting with errors in the response and predictor. *Int. J. Metrol. Qual. Eng.* 3 (2), 117–123. <http://dx.doi.org/10.1051/ijmqe/2012010>.
- Causse, J., Billen, G., Garnier, J., Henri-des-Tureaux, T., Olasa, X., Tham-mahacksa, C., Latschak, K.O., Souleth, B., Sengtaeuanghoun, O., Rochelle-Newall, E., Ribolzi, O., 2015. Field and modelling studies of *Escherichia coli* loads in tropical streams of Montane agro-ecosystems. *J. Hydro-Environ. Res.* 9 (4), 496–507. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jher.2015.03.003>.
- Cha, S.M., Lee, S.W., Park, Y.E., Cho, K.H., Lee, S., Kim, J.H., 2010. Spatial and temporal variability of fecal indicator bacteria in an urban stream under different meteorological regimes. *Water Sci. Technol.* 61 (12), 3102. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.261>.
- Chan, Y.M., Thoe, W., Lee, J.H.W., 2015. Field and laboratory studies of *Escherichia coli* decay rate in subtropical coastal water. *J. Hydro-Environ. Res.* 9 (1), 1–14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jher.2014.08.002>.
- Cho, K.H., Cha, S.M., Kang, J.-H., Lee, S.W., Park, Y., Kim, J.-W., Kim, J.H., 2010. Meteorological effects on the levels of fecal indicator bacteria in an urban stream: a modeling approach. *Water Res.* 44 (7), 2189–2202. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.12.051>.
- Chu, Y., Salles, C., Tournoud, M.-G., Got, P., Troussellier, M., Rodier, C., Caro, A., 2011. Faecal bacterial loads during flood events in northwestern Mediterranean coastal rivers. *J. Hydrology* 405 (3–4), 501–511. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.047>.
- Coulliette, A.D., Noble, R.T., 2008. Impacts of rainfall on the water quality of the Newport River Estuary (Eastern North Carolina, USA). *J. Water Health* 6 (4), 473. <http://dx.doi.org/10.2166/wh.2008.136>.
- Crowther, J., Kay, D., Wyer, M.D., 2001. Relationships between microbial water quality and environmental conditions in coastal recreational waters: The Fylde Coast, UK. *Water Res.* 35 (17), 4029–4038. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00123-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00123-3).
- Descroix, L., Nouvelot, J.F., Vauchin, M., 2002. Evaluation of an antecedent precipitation index to model runoff yield in the western Sierra Madre (North-West Mexico). *J. Hydrol.* 263 (1–4), 114–130. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00047-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00047-1).
- Dwight, R.H., Baker, D.B., Semenza, J.C., Olson, B.H., 2004. Health effects associated with recreational coastal water use: urban versus rural California. *Am. J. Public Health* 94 (4), 565–567.
- Ekklesia, E., Shanahan, P., Chua, L.H.C., Eikaas, H.S., 2015. Temporal Variation of Faecal Indicator Bacteria in Tropical Urban Storm Drains. *Water Res.* 68, 171–181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.09.049>.
- Elmir, S.M., Wright, M.E., Abdelzaker, A., Solo-Gabriele, H.M., Fleming, L.E., Miller, G., Rybolowik, M., Shih, M.-T.P., Pillai, S.P., Cooper, J.A., 2007. Quantitative evaluation of bacteria released by bathers in a marine water. *Water Res.* 41 (1), 3–10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.10.005>.
- European Environment Agency, 2016. *European Bathing Water Quality in 2015*. EEA Report No 9/2016. European Commission, Luxembourg.
- European Parliament, 2006. Council of the European Union. Directive 2006/7/EC of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC.
- Farnham, D.J., Lall, U., 2015. Predictive statistical models linking antecedent meteorological conditions and waterway bacterial contamination in urban waterways. *Water Res.* 76, 143–159. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.040>.
- Fiandrino, A., Martin, Y., Got, P., Bonnefont, J.L., Troussellier, M., 2003. Bacterial contamination of Mediterranean coastal seawater as affected by riverine inputs: simulation approach applied to a shellfish breeding area (Thau lagoon, France). *Water Res.* 37 (8), 1711–1722. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00573-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00573-0).
- Gonzalez, R.A., Conn, K.E., Crosswell, J.R., Noble, R.T., 2012. Application of empirical predictive modeling using conventional and alternative fecal indicator bacteria in eastern North Carolina Waters. *Water Res.* 46 (18), 5871–5882. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.050>.
- Hathaway, J.M., Hunt, W.F., Simmons, O.D., 2010. Statistical evaluation of factors affecting indicator bacteria in urban storm-water runoff. *J. Environ. Eng.* 136 (12), 1360–1368. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000278](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000278).
- Hillel, D., 2003. *Introduction to Environmental Soil Physics*. Elsevier Science & Technology Books, San Diego, CA, USA.
- Jeong, Y., Grant, S.B., Ritter, S., Pednekar, A., Candelaria, L., Winant, C., 2005. Identifying pollutant sources in tidally mixed systems: case study of fecal indicator bacteria from marinas in Newport Bay, southern California. *Environ. Sci. Technol.* 39 (23), 9083–9093. <http://dx.doi.org/10.1021/es0482684>.
- Kang, J.-H., Lee, S.W., Cho, K.H., Ki, S.J., Cha, S.M., Kim, J.H., 2010. Linking land-use type and stream water quality using spatial data of fecal indicator bacteria and heavy metals in the Yeongsan River Basin. *Water Res.* 44 (14), 4143–4157. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.009>.
- Kohler, M.A., Linsley, R.K., 1951. *Predicting the Runoff from Storm Rainfall*. Weather Bureau, Washington, DC.
- Leecaster, M.K., Weisberg, S.B., 2001. Effect of sampling frequency on shoreline microbiology assessments. *Marine Pollut. Bull.* 42 (11), 1150–1154. [http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00130-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00130-8).
- Leredde, Y., Denamiel, C., Brambilla, E., Lauer-Leredde, C., Bouchette, F., Marsaleix, P., 2007. Hydrodynamics in the Gulf of Aigues-Mortes, NW Mediterranean Sea: in situ and modelling data. *Continental Shelf Res.* 27 (18), 2389–2406. <http://dx.doi.org/10.1016/j.csr.2007.06.006>.
- Marsaleix, J., Rochfort, Q., 2004. Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 67 (20–22), 1765–1777. <http://dx.doi.org/10.1080/15287390490492430>.
- McCarthy, D.T., Deletic, A., Mitchell, V.G., Fletcher, T.D., Diaper, C., 2008. Uncertainties in stormwater *E. coli* levels. *Water Res.* 42 (6–7), 1812–1824. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.009>.
- Monfort, P., Leredde, Y., Tournoud, M.G., Valette, F., 2012. *Modélisation des contaminations bactériennes d'origine fécale du Golfe d'Aigues-Mortes en vue d'une gestion de risques en temps réel. Rapport scientifique final (Part 1). Programme Liteau III*.
- Muirhead, R.W., Davies-Colley, R.J., Donnison, A.M., Nagels, J.W., 2004. Faecal bacteria yields in artificial flood events: quantifying in-stream stores. *Water Res.* 38 (5), 1215–1224. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2003.12.010>.
- Oliveira, E.C., Aguiar, P.F., 2013. Least squares regression with errors in both variables: case studies. *Química Nova* 36 (6), 885–889. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000600025>.
- Parker, J.K., McIntyre, D., Noble, R.T., 2010. Characterizing fecal contamination in stormwater runoff in coastal North Carolina, USA. *Water Res.* 44 (14), 4186–4194. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.018>.
- Paule-Mercado, M.A., Ventura, J.S., Memon, S.A., Jahng, D., Kang, J.-H., Lee, C.-H., 2016. Monitoring and predicting the fecal indicator bacteria concentrations from agricultural, mixed land use and urban stormwater runoff. *Sci. Total Environ.* 550, 1171–1181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.026>.
- Perrin, J.-L., Tournoud, M.-G., 2009. Hydrological processes controlling flow generation in a small Mediterranean catchment under karstic influence. *Hydrol. Sci. J.* 54 (6), 1125–1140. <http://dx.doi.org/10.1623/hysj.54.6.1125>.
- Ram, J.L., Thompson, B., Turner, C., Nechvatal, J.M., Sheehan, H., Bobrin, J., 2007. Identification of pets and raccoons as sources of bacterial contamination of urban storm sewers using a sequence-based bacterial source tracking method. *Water Res.* 41 (16), 3605–3614. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.04.013>.
- Reeves, R.L., Grant, S.B., Mrse, R.D., Oancea, C.M.C., Sanders, B.F., Boehm, A.B., 2004. Scaling and management of fecal indicator bacteria in

- runoff from a coastal urban watershed in Southern California. *Environ. Sci. Technol.* 38 (9), 2637–2648, <http://dx.doi.org/10.1021/es034797g>.
- Reoyo-Prats, B., Aubert, D., Menniti, C., Ludwig, W., Sola, J., Pujo-Pay, M., Conan, P., Verneau, O., Palacios, C., 2016. Multicontamination phenomena occur more often than expected in Mediterranean coastal watercourses: study case of the Têt River (France). *Environ. Sci. Technol.*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.019>.
- Rio, F.J., Riu, J., Rius, F.X., 2001. Prediction intervals in linear regression taking into account errors on both axes: prediction intervals in linear regression. *J. Chemometrics* 15 (10), 773–788, <http://dx.doi.org/10.1002/cem.663>.
- Rochelle-Newall, E., Nguyen, T.M.H., Le, T.P.Q., Sengtaheuanghoung, O., Ribolzi, O., 2015. A short review of fecal indicator bacteria in tropical aquatic ecosystems: knowledge gaps and future directions. *Front. Microbiol.* 6, <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2015.00308>.
- Rochelle-Newall, E., Ribolzi, O., Viguier, M., Thammahacksa, C., Silvera, N., Latschack, K., Dinh, R.P., Naporn, P., Sy, H.T., Soullieuth, B., 2016. Effect of land use and hydrological processes on *Escherichia coli* concentrations in streams of tropical, humid headwater catchments. *Scientific reports. Nature* 6, <http://dx.doi.org/10.1038/srep32974>.
- Sigua, G.C., Palhares, J.C.P., Kich, J.D., Mulinari, M.R., Mattei, R.M., Klein, J.B., Muller, S., Plieske, G., 2010. Microbiological quality assessment of watershed associated with animal-based agriculture in Santa Catarina, Brazil. *Water Air Soil Pollut.* 210 (1–4), 307–316, <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-009-0254-y>.
- Sittner, W.T., Schauss, C.E., Monro, J.C., 1969. Continuous hydrograph synthesis with an API-type hydrologic model. *Water Resour. Res.* 5 (5), 1007–1022, <http://dx.doi.org/10.1029/WR005i005p01007>.
- Stein, E.D., Ackerman, D., 2007. Dry weather water quality loadings in arid, urban watersheds of the Los Angeles Basin, California, USA. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 43 (2), 398–413, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00031.x>.
- Stumpf, C.H., Piehler, M.F., Thompson, S., Noble, R.T., 2010. Loading of fecal indicator bacteria in North Carolina tidal creek headwaters: hydrographic patterns and terrestrial runoff relationships. *Water Res.* 44 (16), 4704–4715, <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.004>.
- Terranova, O.G., Gariano, S.L., 2014. Rainstorms able to induce flash floods in a Mediterranean-climate region (Calabria, Southern Italy). *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 14 (9), 2423–2434, <http://dx.doi.org/10.5194/nhess-14-2423-2014>.
- Wright, M.E., Solo-Gabriele, H.M., Elmir, S., Fleming, L.E., 2009. Microbial load from animal feces at a recreational beach. *Marine Pollution Bull.* 58 (11), 1649–1656, <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.07.003>.
- York, D., Evensen, N.M., Martinez, M.L., Delgado, J.B., 2004. Unified equations for the slope, intercept, and standard errors of the best straight line. *Am. J. Phys.* 72 (3), 367–375, <http://dx.doi.org/10.1119/1.1632486>.

Annexe 2 : Acte de conférence – MEDCOAST 2017

Rio M., Salles C., Licznar-Fajardo P., Marchand P., Toubiana M., Rodier C., Cernesson F., Monfort P., Tournoud M-G.T, 2017. Fecal microbial inputs to coastal waters from an urbanized basin. In: Özhan, E. (Ed.) Proc. of the 13th Int. MEDCOAST Congress on “Coastal and Marine Sciences, Engineering, Management & Conservation, 2017, Mellieha, Malte, Vol. 1, pp 565-575

Fecal Microbial Inputs To Coastal Waters From An Urbanized Basin

**Marlène Rio ⁽¹⁾, Christian Salles ⁽¹⁾, Patricia Licznar-Fajardo ⁽¹⁾,
Pierre Marchand ⁽¹⁾, Mylène Toubiana ⁽¹⁾, Claire Rodier ⁽¹⁾, Flavie
Cernesson ⁽²⁾, Patrick Monfort ⁽¹⁾ and Marie-George
Tournoud ⁽¹⁾**

⁽¹⁾ HydroSciences Montpellier (HSM), UMR 5569 CNRS, IRD, Université de Montpellier, 34093 Montpellier Cedex 05, France

Tel: + 33-467-144-269 Fax: + 33-467-144-774

E-mail: christian.salles@umontpellier.fr

⁽²⁾ Territoires, Environnement, Télédétection et Information Spatiale (TETIS), UMR IRSTEA, CIRAD, AgroParisTech, 34093 Montpellier Cedex 5, France

Abstract

Continental human activities are mainly responsible for the contamination of coastal waters. Anthropogenic pressures and more specifically urban activities represent diffuse and point sources of pollution that release contaminants on impervious surfaces and into drainage and sewage networks. Surface leaching, land runoff and floods are the key factors driven by rain events causing the transfer of contaminants from the points of emission to receiving waters. The sharp characteristics of Mediterranean rainfall patterns, long dry periods cut by short rainfall events, strengthen the river dynamics and contaminant transfer. Since fast changes in urbanized areas are observed around the Mediterranean Sea, the contaminant inputs and the apportionment of the sources to

coastal pollution are key issues for integrated coastal water management. This study deals with fecal pollution of surface waters through the use of two indicators of anthropogenic and land storage contamination. The fecal indicators bacteria (FIB) are Thermo-Tolerant Coliforms (TTC) and Intestinal Enterococci (IE). The study site is the Gulf of Aigues-Mortes, a very attractive site for summer seaside tourism and winter retirement in southern France.

Simulations were performed at the basin outlets and measurements were conducted downstream of anthropogenic activities such as a hospital zone, a densely populated area, a waste disposal landfill and a peri-urban area. River discharge measurements and water samplings were concurrently processed. The river discharge was measured in-situ with a Doppler current profiler and water samples were characterized for TTC and IE concentrations. Current FIB inputs from the basin to the sea were simulated using a statistical linear regression models that consider the antecedent hydrometeorological conditions. The apportionment of the FIB loads from the selected spots of anthropogenic activities is discussed and compared to the simulated load at the basin outlet.

Introduction

Within urbanised areas, anthropogenic activities generate a wide range and increasing levels of contaminants. Human and animals disseminate fecal bacteria on land surfaces and into inland waters. Surface leaching and land runoff drive contaminants to the drainage network (Jeong et al., 2005) and dysfunctions of sewage network represent the main point source load of fecal pollution to the river network (Anh et al., 2005). Fecal Indicator Bacteria (FIB), such as thermo-tolerant coliforms (TTC) and intestinal enterococci (IE) are indicators of the hygienic status of an aquatic environment (Cho et al., 2016) and are commonly used across the world to assess the threat of pathogen contamination in coastal and surface waters (Gronewold et al., 2008).

Rainfall events are the triggering events for the transfer of inland contaminants to the catchment outlet. Mediterranean rainfall patterns, short and intense rainfall events cutting long dry periods, strengthen contaminant dynamics in the hydrographic network. During those events, the abrupt contaminant load from the catchment can severely affect the quality of the receiving waters such as lagoons, estuaries or coastal waters. To face fecal contamination issues that affect fishing and recreational activities, the active management of coastal waters needs an accurate quantification of bacterial loadings and a detailed identification of the main inland activities contributing to contamination.

This study aims at assessing the FIB inputs from Mediterranean coastal urbanised catchments and provide a picture of the apportionment of FIB contaminant sources. The study site is the Lez basin, which is one of the watersheds of the Gulf of Aigues-Mortes, a very attractive site for summer seaside tourism and winter retirement in southern France. From measurements conducted at the catchment outlets, a statistical model provides daily TTC and IE loadings from the basin. Downstream of spots of anthropogenic activities, monitored sites for river discharge and water quality give insights into the apportionment of bacterial loads from the anthropogenic activities. The considered activities are a hospital zone, a densely populated area, a waste disposal landfill and a peri-urban area.

Materials and methods

Description of the study area

The Gulf of Aigues-Mortes (hereafter GAM), located in southern France, is a well-known seaside spot for recreational activities. Its sunny and mild climate is very attractive for summer seaside tourism and winter retirement. The average annual rainfall is 672 mm. The climate is semi-arid with the majority of rainfall observed in autumn. A high inter-annual variability of rainfall is characteristic of the Mediterranean climate, along with the occurrence of extreme rainstorms. Consequently, the hydrological regime is extremely variable and leads to flood events that yield contaminant loads. In this context, the major rainfall events can represent more than 98% of the annual bacterial load (Reeves et al., 2004 ; Chu et al. 2011).

The study area is the Lez-Mosson catchment that covers the urban area of Montpellier (410 000 inhabitants). The Lez river drains a 709 km² basin, the population density is 691 inhabitants/km² and the land use is mixed: 28% of agricultural area, 44% of natural vegetation and forests and 20% of urbanisation. The remainder areas are water courses, lagoons and wetlands. The Lez River is fed by a karstic aquifer and flows for 20 km to the GAM at Palavas-Les-Flots. Its main tributary is the Mosson River that flows directly into the sea during floods through the “Etangs Palavasiens” coastal lagoon system. This lagoon system is connected to the sea by the Prevost “Grau”, Occitan term for a small channel between lagoon and sea. At the south end of Montpellier, a new wastewater treatment plant, MAERA, is operational since 2006 with a capacity of 470,000 population equivalent. The effluents are discharged through a sea outfall 10 km off the coast, 30 m deep.

The spatial observation network is composed by 14 sites selected within the drainage network along the main river and near spot of anthropogenic activities (Fig. 1). The sites L1 to L6 are located along the Lez River. L1, located downstream of the karstic spring gives the baseline status of river water. Then L2 to L6 scattered from the entrance of the city area to the vicinity of the outlet gradually integrate the urban pressures and tributaries flows. Sites along the tributaries are selected for spot activities in the surrounding. Two sites, FA1 and FA2, were located along the Font d’Aurelle tributary that is channelled under the area of the hospital. FA1 is upstream of the hospital and FA2 is at the outlet of the underground channel. Along the Verdanson tributary, 2 sites were selected upstream (V1) and downstream (V2) of a residential area. The site downstream of the Lantissargues tributary (Lant) is representative of a peri-urban catchment with mainly commercial activities. Along the Mosson River, the sites M1 and M2 are respectively downstream of a mainly agricultural and natural area and downstream of a disused landfill area, the Thot area (T). The Thot area was the sanitary landfilling used from 1975 to 2006 to eliminate municipal solid wastes of the City of Montpellier. The landfill leachates are collected and directly transferred to the wastewater treatment plant. The runoff water from the reclaimed area of the landfill area was collected in basins. The site labelled T corresponds to one of these basins. Main characteristics of the drained area for the 14 sampling sites are given in Table 1.

Table 1: Characteristics of the sub-catchments upstream of the monitored sites (based on Corine Land Cover 2012)

Site name	Area (km ²)	Natural area (%)	Agricultural area (%)	Artificial area (%)	Waterbodies (%)
L2	127.8	53.1	32.0	14.9	0
L3	141.2	48.4	30.7	20.9	0
L4	147.6	46.5	29.7	23.8	0
L5	150.9	45.5	29.3	25.2	0
L6	519.8	48.5	30.5	20.9	0.2
FA1	2.1	12.8	0.0	87.2	0
FA2	4.1	6.7	3.2	90.1	0
V1	1.1	3.7	0.9	95.4	0
V2	2.3	1.7	15.0	83.3	0
Lant	15.3	0.0	24.2	75.8	0
M1	322.2	56.8	31.2	12.0	0
M2	337.5	54.2	30.9	14.9	0

Loads simulation and data collection

For the period, Aug 2009 to Sept 2013, daily simulation of thermo-tolerant coliforms (TTC) and intestinal enterococci (IE) loadings are provided at the basin outlet from a statistical linear regressive model. The model, described by Rio *et al.* (submitted), is based on explanatory relationships established between antecedent hydro-meteorological conditions and measured loads of TTC and IE at the outlets of the Lez catchment. The developed model quantifies daily TTC and IE loadings at the catchment outlets in relation to the Antecedent Precipitation Index (API) derived from collected rain data within the catchment. The main hypothesis for model application is temporal stationarity in territorial dynamics and rainfall patterns, avoiding major changes during the modelling period due to land use planning or climate change. Confidence intervals of the model predictions are assessed. From three evenly distributed rain gauge stations, daily rainfall data from Aug-2009 to Sept-2013 were obtained from Météo-France in the study area. The daily rainfall amount over the Lez catchment was assessed applying Thiessen interpolation to the rain gauge network. Monthly records of TTC and IE concentrations at the sea outfall of the wastewater treatment plant were provided by the Montpellier-Méditerranée Métropole from 2009 to 2013. The catchment loadings assessed from the model outputs are compared to the FIB loads measured at the entrance of the sea outfall pipe of the wastewater treatment plant.

A first campaign took place on 9-May-2016 during a rainy day of spring and a second on 12-Dec-2016 during a clear and sunny day of autumn. At each site, river discharges were measured using an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP) for large river section and an electromagnetic current meter for tributaries with section not suited for ADCP measurements. Concurrently to discharge measurement water grab samples were collected in the river section and stored in suited bottles packaging for analysis. Water samples were processed at the laboratory using the reference methods ISO 9308-1

and ISO 7899-2 mentioned in the European bathing water directive 2006/7/EC to enumerate thermo-tolerant coliforms (TTC) and intestinal enterococci (IE), respectively (European Parliament, Council of the European Union, 2006). Water volumes (0.1, 1, 10 and 100 mL) were filtered in duplicate on cellulose nitrate membrane (Whatman filters). TTC were quantified on Triphenyl Tetrazolium Chloride Tergitol agar incubated for 24h at 44.5°C, and intestinal enterococci were enumerated on Slanetz medium incubated for 48h at 37°C. The results are expressed as colony forming units per 100 mL (CFU/100mL).

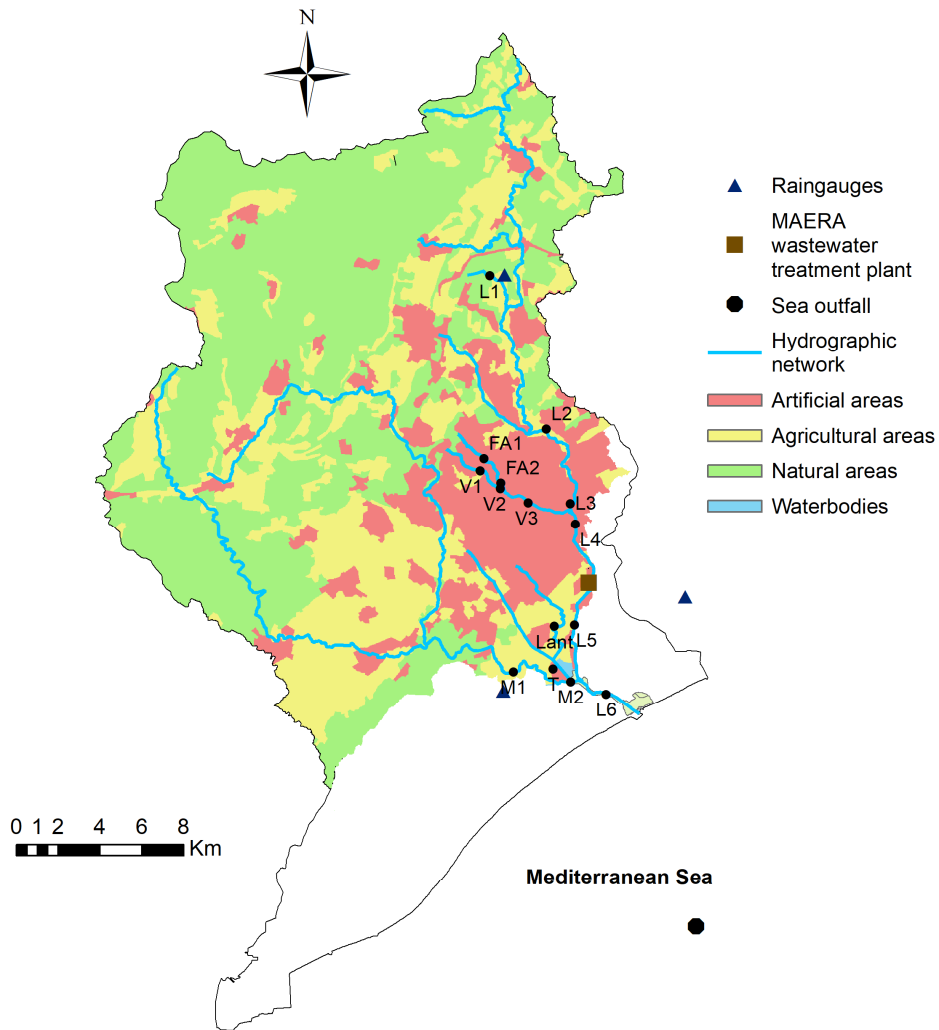


Fig. 1: Sampling stations on the Lez catchment. The black labeled points are the monitored sites along the hydrographic network. The sites L1 to L6 are located along the Lez River, FA1 and FA2, along the Font d’Aurelle tributary, V1 and V2, along the Verdanson tributary, Lant, along the Lantissargues tributary, and M1 and M2, along the Mosson River that is also a tributary of the Lez River. The site T is situated in one of the basins, which receive the landfill leachates of the Thot sanitary landfilling.

Results and discussion

At the catchment scale

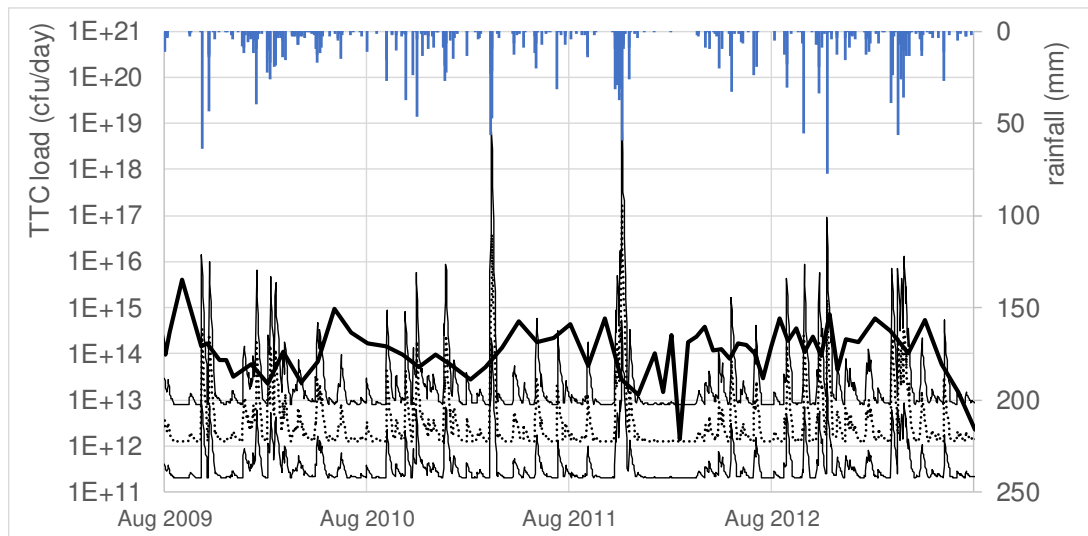
The fecal bacterial loadings from the catchment assessed by the regressive model are reported Fig. 2a and 2b for TTC and IE loads, respectively. The model output is the daily load most probable value within a confidence interval. Fig. 2a and 2b also report the loads of the MAERA wastewater treatment plant at the outlet of the sea outfall pipe. The loads are assessed from self-monitoring of discharge and concentration by MAERA manager and provided by the Montpellier Méditerranée Metropole. The self-monitoring is run twice a month. The results are shown for four hydrological years, from August 2009 to July 2013.

Fig. 2 illustrates the significant variability of the daily loads from the catchment. The loads variability is linked with the rainfall temporal variability. The base level of catchment loads are 10^{12} cfu/day for TTC and IE. At the annual scale loads are in the range $3.6 \cdot 10^{15}$ to $1.9 \cdot 10^{17}$ cfu for TTC and $2.0 \cdot 10^{15}$ to $6.0 \cdot 10^{16}$ cfu for IE. The average MAERA loads, $2.3 \cdot 10^{14}$ cfu/day for TTC and $2.0 \cdot 10^{13}$ cfu/day for IE, are slightly larger than base loads from the catchment. But at the annual scale IE loads from MAERA are one tenth to one hundredth less than IE loads from the catchment. There is less agreement on the ratio MAERA vs catchment for the annual TTC loads. MAERA TTC inputs to the coastal area are twice than the catchment inputs for 2009 but are half to 1/60 for 2010 to 2012.

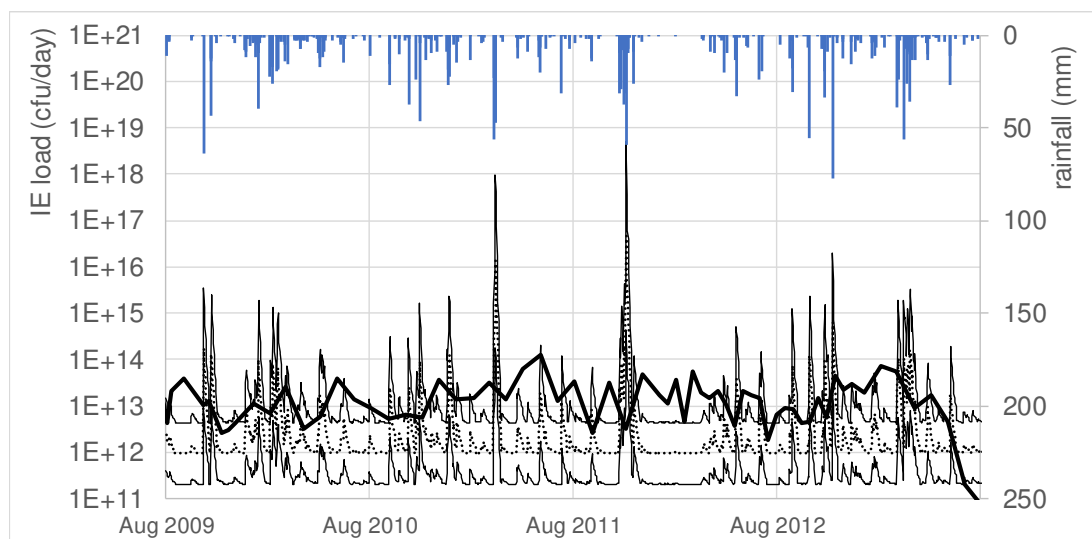
From the catchment, the inter-annual load variation depends on the magnitude of the major rainfall event that occurs during the year. The major rainfall event can generate most of the annual load. As an example, for the hydrological years 2010 and 2011 the maximum load of 6 consecutive days accounts for at least 93% of the annual load. The magnitude and the abruptness of the loads during those short and intense events can be critical for water quality of the receiving waters. It demonstrates the critical importance of inland sources of fecal bacteria transferred through the drainage network. During dry periods, a large number of fecal bacteria accumulates on land surfaces and stores in the sediments. During intense rain events, runoff and sediments resuspension combined with sewer overflow release fecal bacteria and create major critical loads to the downstream waters. As a consequence, water quality is impacted during extreme rainstorms. Identifying the contribution of anthropogenic activities to fecal bacterial loads and their balance at the catchment scale is nowadays a key issue for the risk assessment and the management of water quality. The statistical regressive model assesses the global fecal bacterial load from the catchment but does not consider the load origin within the catchment. Indeed, considering changes in the hydrosystem in land use, land cover and anthropological activities, the parameters of the statistical model might misfit and make the load prediction unreliable.

Inland activities, fecal bacterial sources and load apportionment

For the 14 monitored sites located along the drainage network in the vicinity of anthropological activities, we collected water quality data and hydrological



(a)



(b)

Fig. 2: Loads of fecal indicator bacteria. Daily simulated load from the linear model (most probable value: dotted line; interval of confidence of the prediction: thin line). Observed loads at the outlet of the wastewater treatment plant (bold line). The second axis refers to the daily rainfall (vertical bars) (a) reports for thermo-tolerant coliforms (TTC) and (b) reports for intestinal enterococci (IE).

characteristics. Two spatial sampling campaigns were conducted, on 9-May-2016 and on 12-Dec-2016. For both the hydrological conditions along the hydrographic network correspond to low flow conditions. The first day on 9-May-2016 was a rainy day. A few short rain events occurred during the sample collection. The total daily rain amount was 25 mm. On 12-Dec-16, it was a late autumn sunny day. There was no rain, and the antecedent period was dry. The rain amount for the antecedent ten days was 1 mm. The last significant event last for more than 15 days, on the 24-Nov-2016.

Fig. 3 and 4 are snapshot of the measurements. On Fig. 3, the concentrations of FIB in the water column are given; part 1 of the figure corresponds to the sites along the

main drains: L1 to L6, from upstream to downstream of the Lez River that crosses the urban area of Montpellier, and sites M1 and M2, in the downstream part of the Mosson River that drains natural and agricultural areas. Part 2 of the figure is related to sites with specific anthropological activities: T (the disused landfill area), Lant (downstream of a peri-urban area), FA1 and FA2 (upstream and downstream of a hospital) and V1 and V2 (upstream and downstream of a housing area). For both, TTC and IE, the concentrations observed on 9-May-2016 and 12-Dec-2016 are given. Fig. 4 is drawn the same way as Fig. 3, but it describes the FIB load assessed from the product of concentration and discharge at the monitored site.

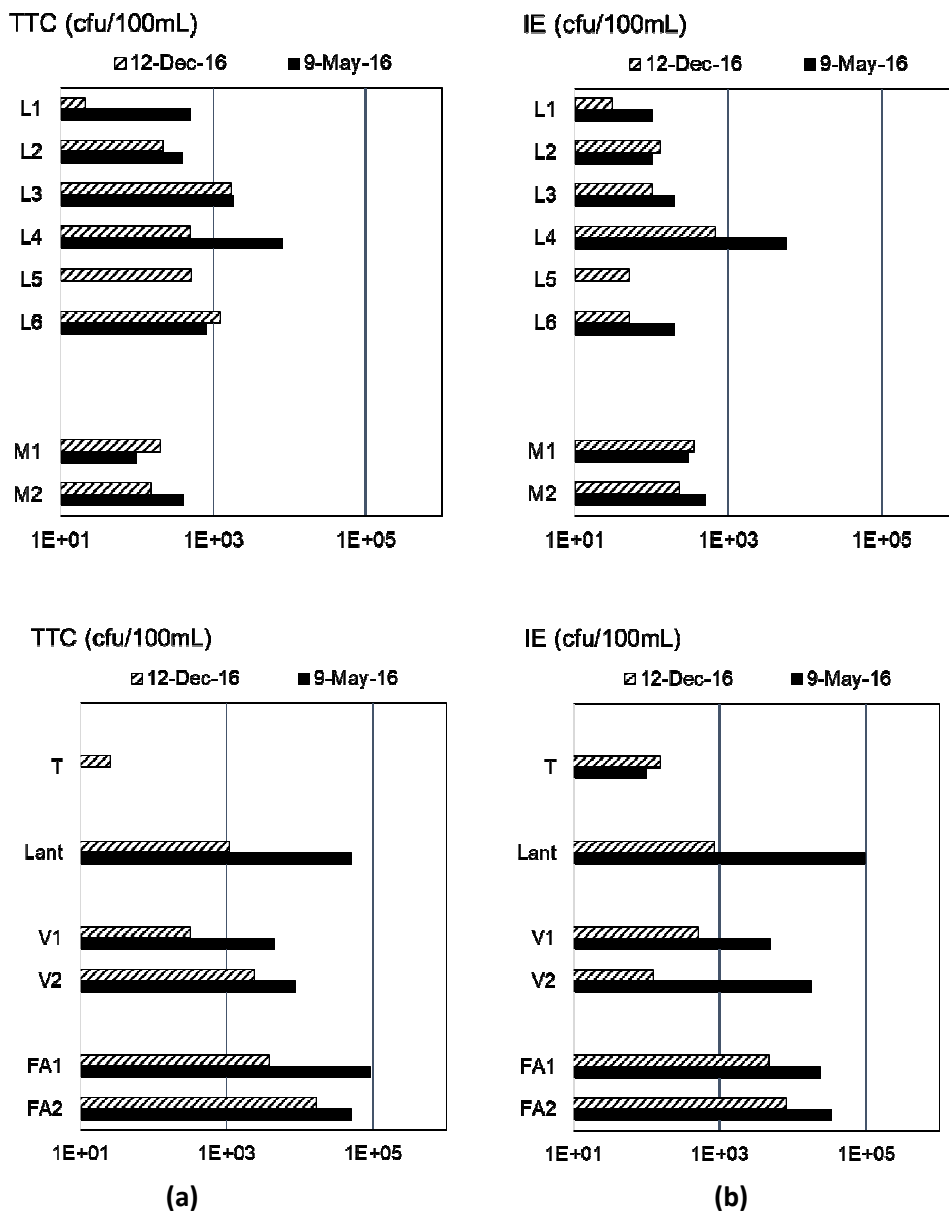


Fig. 3: Thermo-tolerant coliforms (TTC) (a) and intestinal enterococci (IE) (b) concentrations, at the monitored sites along the drainage network. Black bars represent observation on 9-May-2016, right hatched bars are on 12-Dec-2016.

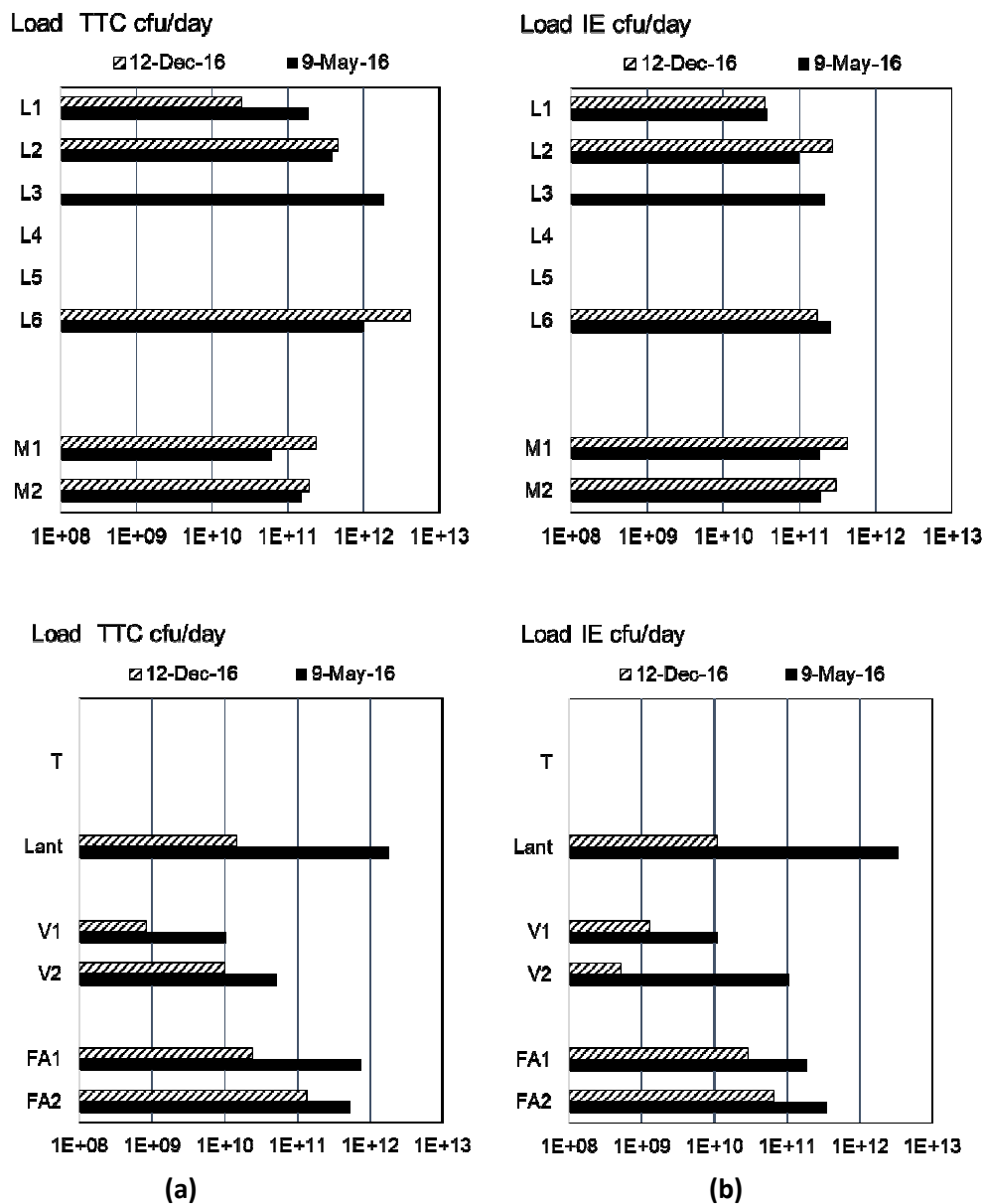


Fig. 4: Thermo-tolerant coliforms (TTC) (a) and intestinal enterococci (IE) (b) concentrations, at the monitored sites along the drainage network. Black bars represent observation on 9-May-2016, right hatched bars are on 12-Dec-2016.

The concentrations observed along the drainage network are from 21 to $9 \cdot 10^4$ TTC/100 mL and from 50 to $9.7 \cdot 10^4$ IE/100 mL. The concentrations are higher for tributaries than in the Lez and Mosson rivers. The runoff water on the surface of the Thot disused landfill area shows the lowest TTC concentration. As there is no anthropic activity in the area, the main source for this contamination should be the wild rabbits and birds that have their habitats in this free zone as well as some roaming dogs. Along the Lez River, the TTC concentration slightly increases from the spring (L1) to downstream of the city (L4). For the 2 sites located downstream, L5 and L6, TTC concentration level off and slightly fall down. The combination of sunlight self-purification process and the presence of marine salt water can be the basis of the decrease. The TTC levels in the Mosson River are in the same range as in the Lez River. The level of FIB concentrations

is significantly higher on the 9-May than on the 12-Dec for the tributaries and does not vary a lot for the two main rivers. The rainy event, on the 9-May, induces larger FIB concentrations in small tributaries for TTC as well as for IE. Actually, the small rain event of the 9-May leads to a flash variation in the discharge of the small tributaries in low flow period, but poorly affects the discharge of the Lez and Mosson rivers for which the time transfer of water is larger.

The bacterial loads at the monitored sites are reported on Fig. 4. The TTC loads vary from $8 \cdot 10^8$ To $2 \cdot 10^{12}$ cfu/day. IE loads are in the range $5 \cdot 10^8$ to $3 \cdot 10^{12}$ cfu/day close to TTC loads. The loads are not assessed for sites L4 and L5 as no discharge measurements were processed in these sites. Neither, load is not associated to the site T that refers to the basin that collect runoff water from the Thot disused landfill surface. The general pattern of loads along the drainage network differs than concentration pattern. Loads are related to concentration and discharge. The discharges of the tributaries are an order of magnitude lower than discharges of the two rivers. Tributaries discharge range from 5 to 45 L/s while rivers discharge range from 400 to 4000 L/s.

Thus, for the low flow conditions of the two sampling days, river loads are the same order or higher than tributaries loads. Loads at the outlets of the two rivers (M2 and L6) remain quite stable between the two sampling days, while the loadings in the Lantissargues and Verdanson sites vary by two orders of magnitude in between 9-May and 12-Dec. The highest TTC and IE loads were observed the first day, on 9-May, downstream of the Lantissargues site. This tributary drains a peri-urban area that contains an equestrian centre very close to the sampling points. This site needs more investigation to identify the actual origin of the FIB load. The hospital area and the residential zone generate similar increase of FIB load that differs from less than one order of magnitude.

The first data analysis shows that in low flow condition, the contribution of the various anthropogenic activities (residential, hospital and agricultural) are comparable, but tributary loads show a large variability.

Conclusions

This study analyses the fecal indicator bacteria loads at the global scale of the catchment and locally downstream of spots of anthropogenic activities. The fecal bacterial loading of the basin is assessed from a statistical linear regression model. Simulations over a four years period illustrate the balance between loads from the catchment and loads at the output of the wastewater treatment plant. The relevance of the major rainy event, that can provide in a few days more than 90 % of the annual load, is shown.

Within the basin, anthropogenic activities such as a residential area, a hospital zone, a former landfill area, a peri-urban area and an agricultural area are monitored for their FIB loads. The measurements, conducted during low flow periods, point out the great variability of FIB concentration within the tributaries and the comparable level of FIB loads from the various considered activities.

The main flaw of the statistical model is the hypothesis of temporal stationarity of the activities within the catchment. To better assess the contributions of anthropogenic activities to FIB load, a thoughtful analysis and monitoring during flood events is planned.

Acknowledgements

This work was supported by funding provided by the French Ministry of Ecology (Liteau III Grant No. 0001138; Programme MICROGAM), by the Human-Environment Observatory of the Mediterranean Coast (OHM Littoral Méditerranéen), and by a doctoral fellowship (Marlène Rio) from the DRIIHM Labex, CNRS. We acknowledge Météo-France and the Montpellier Méditerranée Métropole for access to data regarding rainfall records and effluent quality of the wastewater treatment plant.

References

- Ahn, J.H., Grant, S.B., Surbeck, C.Q., DiGiacomo, P.M., Nezhlin, N.P., Jiang, S. (2005), "Coastal Water Quality Impact of Stormwater Runoff from an Urban Watershed in Southern California." *Environ. Sci. Technol.* 39 (16): 5940–53. doi:10.1021/es0501464.
- Cho, K. H., Pachepsky, Y. A., Oliver, D. M., Muirhead, R. W., Park, Y., Quilliam, R. S. & Shelton, D. (2016), "Modeling fate and transport of fecally-derived microorganisms at the watershed scale: State of the science and future opportunities." *Water Res.* 100, 38–56. Elsevier Ltd. doi:10.1016/j.watres.2016.04.064
- Chu, Y., Salles, C., Tournoud, M-G., Got, P., Troussellier, M., Rodier, C., Caro, A. (2011), "Faecal bacterial loads during flood events in Northwestern Mediterranean coastal rivers." *Journal of Hydrology* 405 (3–4): 501–511. doi:10.1016/j.jhydrol.2011.05.047.
- Gronewold, A. D., Borsuk, M. E., Wolpert, R. L. & Reckhow, K. H. (2008), "An Assessment of Fecal Indicator Bacteria-Based Water Quality Standards" *Environ. Sci. Technol.* 42(May), 4676–4682. doi:10.1021/es703144k
- Jeong, Y., Grant, S.B., Ritter, S., Pednekar, A., Candelaria, L., Winant, C. (2005), "Identifying Pollutant Sources in Tidally Mixed Systems: Case Study of Fecal Indicator Bacteria from Marinas in Newport Bay, Southern California." *Environ. Sci. Technol.* 39 (23): 9083–93. doi:10.1021/es0482684.
- Reeves, R.L., Grant, S.B., Mrse, R.D., Oancea, C.M.C., Sanders, B.F., Boehm, A.B. (2004), "Scaling and Management of Fecal Indicator Bacteria in Runoff from a Coastal Urban Watershed in Southern California." *Environ. Sci. Technol.* 38 (9): 2637–48. doi:10.1021/es034797g.
- Rio, M., Salles, C., Rodier, C., Cantet, F., Marchand, P., Mosser, T., Cernesson, F., Monfort, P., & Tournoud, M-G. (submitted). Fecal bacterial loadings to the coastal area: quantification, variability and simulation in a Mediterranean context. Submitted to *Comptes Rendus Geosciences*

Keywords

Fecal indicator bacteria, Mediterranean area, anthropogenic activities, bacterial load, urban area, regressive model.

Annexe 3 : Acte de conference – UDM 2018

Rio, M., Tournoud, M-G.T, Salles, C., Bancon-Montigny, C., Monfort, P., Rodier, C., Toubiana, M., Marchand, P. 2018. Characterization of the Dynamics of Microbiological and Chemical Contaminants in an Urban Catchment in South of France: From Field Data Collection to Modelling. In: Mannina, G. (Ed.), *New Trends in Urban Drainage Modelling*, 2018, Palermo, Italie, pp 682 - 687



11th International Conference on **Urban Drainage Modelling**

23-26 Sep | Palermo - Italy

Characterization of the Dynamics of Microbiological and Chemical Contaminants in an Urban Catchment in South of France: From Field Data Collection to Modelling

Marlène Rio, Marie-George Tournoud, Christian Salles, Chrystelle Bancon-Montigny, Patrick Monfort, Claire Rodier, Mylène Toubiana, Pierre Marchand

HSM, Univ Montpellier, CNRS, IRD, Montpellier, France

Abstract: Densely urbanized areas generate a wide range of contaminants exerting pressures on the quality of downstream rivers. As urban areas are in permanent extension, assessing the potential evolution of water quality and the effects of mitigation measures is a real challenge. Modelling tools could be helpful in decision making but require sound field data for calibration steps. The present study focuses on the urban river Lez that crosses the area of Montpellier city. Due to the Mediterranean climate, extreme precipitations intensify the transfer of contaminants by generating land runoff and significant sewer overflow. The spatiotemporal variability in microbiological and chemical contamination of the Lez river and its tributaries is characterized through field campaigns. Three low flow campaigns and a flood event are presented here, with a focus on the most urbanized sub-catchment: Verdanson. Hydrological conditions are shown to have a strong impact on the water quality in terms of concentrations of fecal indicator bacteria, organotins, trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. As a first step towards the modelling of the water quality during a flood event, a sensitivity analysis was performed to test how land cover could be properly be taken into account in the modelling process. The analysis reveals that discretizing the catchment into land cover-homogeneous subcatchments enhances the suitability of water quality model outputs, keeping good outputs of the hydrological model. Consequently, a rigorous description of land cover is required to properly assess the impacts of territorial dynamics on water quality.

Keywords: Urban catchment; Water quality modelling; Organotins; Trace metals; Fecal indicator bacteria

1. INTRODUCTION

Urban areas have been widely shown to impact the water quality of rivers during rainfall events, by transferring a wide range of contaminants released on impervious surfaces and into drainage and sewage networks (Mancini et al., 2005). Since urban development is rapid and sometimes associated with mitigation measures, it is important to design and deploy reliable water quality models to support water managers in their decision processes, particularly in a Mediterranean context, where extreme rainfall intensities strengthen the transfer of contaminants into the receiving environment (Rio et al., 2017). Yet modelling is inextricably linked to monitoring, for calibration and validation purposes, and a well-designed monitoring network is essential (Di Modugno et al., 2015). Our aim is to build a model and a sound monitoring network able to reproduce the dynamics of microbiological and chemical contaminants in highly urbanized rivers subject to Mediterranean climate. In this paper, we present the first steps of the study: (1) the monitoring network is explored through its ability to well-characterize the spatio-temporal variability of surface waters contamination; (2) the water-quality model is applied to a highly urbanized sub-catchment and sensitivity analysis test is run on the influence of land cover representation in water quality modelling.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Study site

Located in the Lez catchment (709 km²) in the south of France, the urban area of Montpellier has a population of 590 000 inhabitants. At a catchment scale, predominant urban conditions share land use with agricultural and natural areas (Figure 1). The climate is Mediterranean, presenting semi-arid conditions with average rainfall of 676 mm/year. Crossing through Montpellier, the Lez river is a highly urbanized river of 29.5 km flowing into the Mediterranean sea. Its main tributary is the Verdanson river, a 7.5 km long watercourse within an entirely urbanized catchment of 16 km², with a global imperviousness of 50 %.

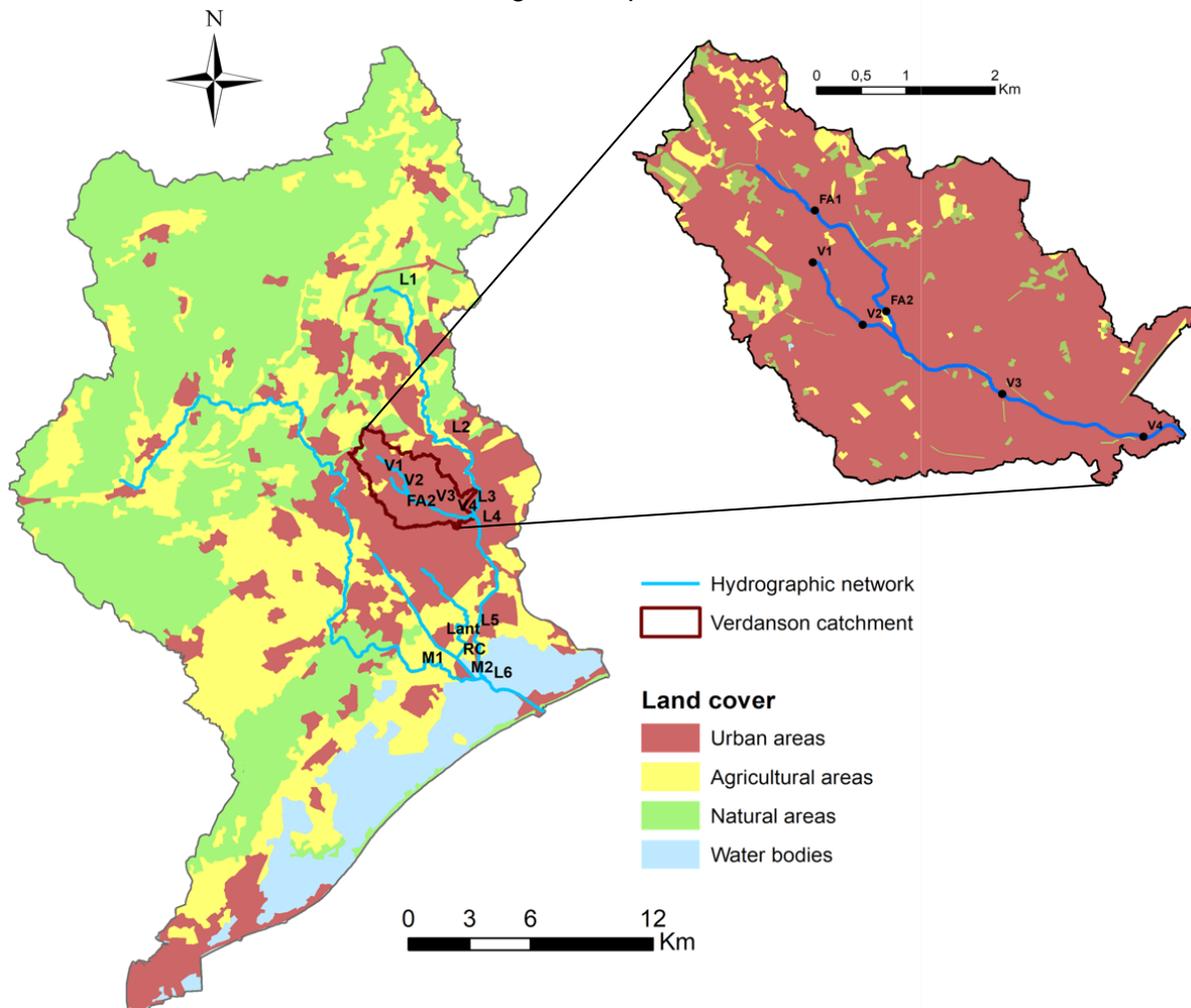


Figure 1. Description of the Lez-Mosson catchment and the Verdanson sub-catchment (France) and the monitoring network

2.2 Sampling campaigns

Water quality data were collected in 16 sampling sites along the Lez River and its tributaries to characterize contamination levels (Figure 1). Six sampling sites are located along the Lez river, from the spring (L1), the entrance of the urban area (L2), and the sites L3 to L5



11th International Conference on Urban Drainage Modelling

23-26 Sep | Palermo - Italy

gradually integrating the contaminant inputs from urban and peri-urban zones, up to L6 close to the mouth in the Mediterranean sea. In the Verdanson tributary, the sampling locations were determined to assess the influence of residential areas (V1, V2, V3, and V4) and a hospital area (FA1, FA2). Water quality was also assessed in the tributary of the Mosson (M1, M2) and downstream of peri-urban areas, in the Rieu-Coulon (RC) and the Lantissargues watercourses (Lant). For each sampling site, physico-chemical parameters were measured in-situ and a velocity profiler was used to determine the flow. Water and sediment samples were collected for chemical and microbiological analyses. Here are presented results about: suspended matter, trace metals (As, Cu, Cr, Zn, Pb ...), organostannic compounds (MBT, DBT, TBT), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and fecal indicator bacteria. During the flood campaigns, suspended solids were collected by centrifugation and analyzed in terms of trace metals, organotins and PAHs.

In this study, the characterization of the level and dynamics of the contamination of the Lez urban river is described through three sampling campaigns conducted in low flow conditions, two in spring (D1 and D3) and one in winter (D2). The dry antecedent periods of these three campaigns were longer than 10 days. Additionally, a spring flood campaign at the outlet of the Verdanson catchment (V4) is discussed.

2.3 Modelling

The PCSWMM software was used to model water quality in the most urbanised tributary of the Lez river: Verdanson. This paper is focused on the sensitivity analysis performed on an upstream sub-catchment of the Verdanson river. Land cover was classified into seven categories: parking areas, roads, pedestrian areas, flat roofs, sloped roofs, natural fields and water bodies. Within the SWMM model, two catchment discretizations were compared (Figure 2). Firstly, the seven categories of land cover were represented as percentages of the surface of the entire catchment. Secondly, the catchment was discretized in seven fictive sub-catchments representing the land cover categories and connected to a single outlet. To model the concentration of total suspended solids, the exponential equation was used to describe build-up and wash-off processes. The parameters were defined according to the values collected in the literature (Chow et al., 2012).

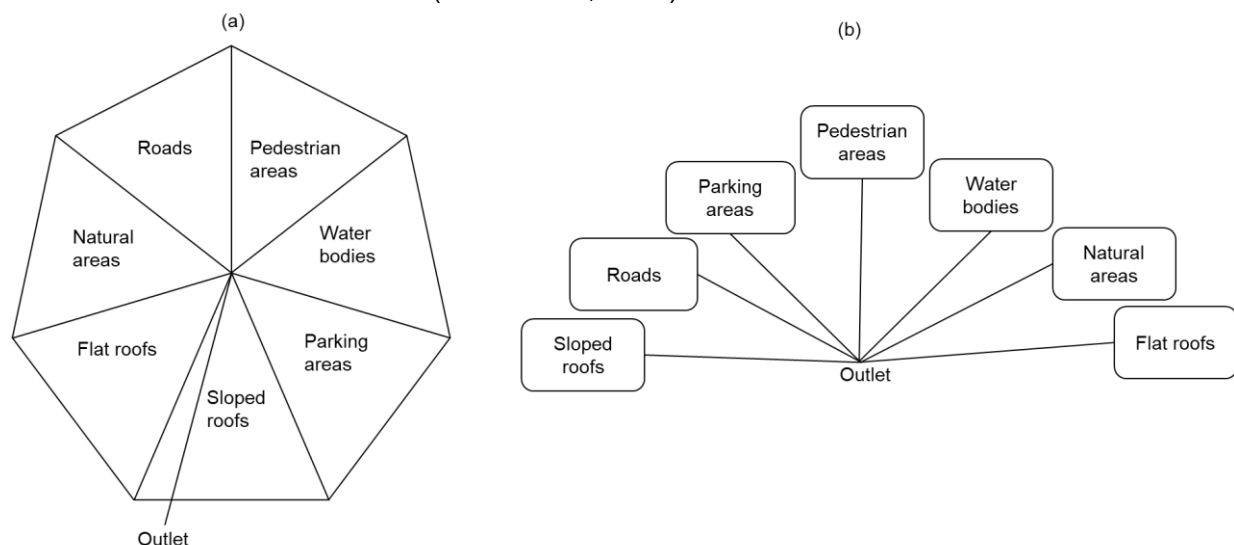


Figure 2. Schematic description of the two catchment discretizations used for land cover representation; (a) a single heterogeneous catchment, (b) subcatchments discretization according to the seven land cover



11th International Conference on Urban Drainage Modelling

23-26 Sep | Palermo - Italy

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Contamination levels

Spatial variations of trace metals concentrations (Cu, Cd, Pb ...) are observed among the sampling stations; a progressive increase in the Lez river flowing through the city of Montpellier reveals the influence of urban activities. During the dry weather campaigns, organostannic compounds were systematically observed in the waters sampled in the Lez river and its tributaries. The concentrations in Tributyltin (TBT), a priority hazardous substance, were widely higher (2 to 15 times) than the environmental quality standards set by the European water framework directive for the campaigns D2 and D3. As the organostannic compounds do not exist in the natural environment, but are widely used in domestic products, the results highlight a non-point source “background level of contamination” of several ng per litre. Regarding the concentrations of fecal indicator bacteria, higher levels of contamination were observed in the tributaries, and notably in the Verdanson watercourse, than in the Lez river. These results indicate a good representation of the spatial variations in microbiological and chemical contaminations of surface waters along the Lez river and its tributaries.

During the flood event, the concentrations of fecal indicator bacteria, trace metals, organostannic compounds and PAHs were significantly higher in the dissolved and particulate phases than under dry weather conditions. While in low flow conditions the level of TSS at V4 was lower than 1 mg/L, it reached 700 mg/L during the flood event. A moderate first flush effect was observed (Figure 3), as 58% of the total mass was transported in the first 25% of runoff (Hathaway and Hunt, 2011).

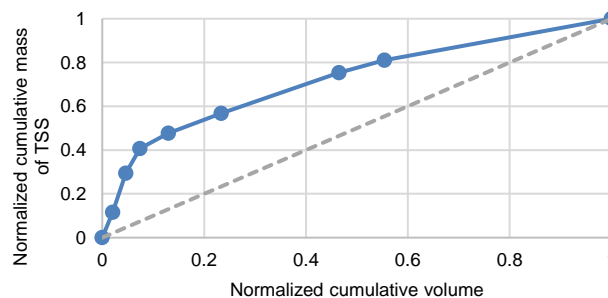


Figure 3. First flush effect observed during the flood event at the outlet of the Verdanson catchment (V4)

3.2 Catchment discretization in water quality modelling

As a first step towards the modelling of the contaminant dynamics within the Verdanson river, a sensitivity analysis has been performed in an upstream sub-catchment to assess the influence on the model outputs of the catchment discretization according to land cover. From the two model outputs presented, a minor influence appears on the hydrograph (Figure 4a), as the timing and magnitude of the flood peak are equal. The total volume is slightly higher from the entire catchment (+4.85%), even though the fictive sub-catchments seem more reactive. Regarding the TSS concentrations, a significant difference is observed (Figure 4b). The response of the fictive sub-catchments is more rapid and the total mass of TSS is higher (+15.7%). The event mean concentration is also higher at the outlet of the fictive subcatchments (EMC = 25 mg/L, against 19.78 mg/L at the outlet of the entire catchment). Conclusively, the representation of the land cover within SWMM has a strong influence on event concentration, pollutograph dynamic, event load and therefore water quality outputs.



11th International Conference on Urban Drainage Modelling

23-26 Sep | Palermo - Italy

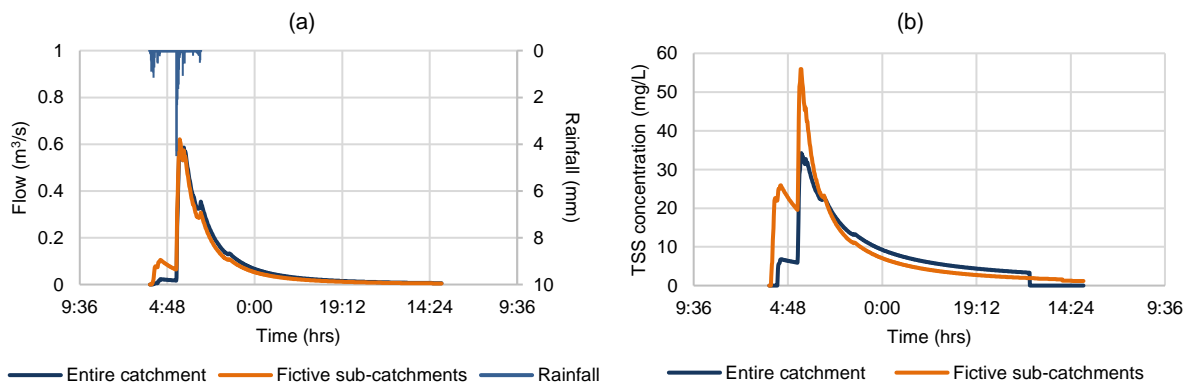


Figure 4. Comparison of the simulated hydrograph (a) and pollutograph (b) for a rainfall event, considering the land cover categories as percentages of the entire catchment or as fictive sub-catchments.

CONCLUSIONS

Focusing on a highly urbanized river in a Mediterranean context, this paper presents the first steps of the modelling of microbiological and chemical contaminant dynamics. As the calibration and validation processes require appropriate field data, a monitoring protocol has been implemented in the Lez river and its tributaries. Strong temporal variations of contaminant concentrations have been observed in relation to hydrological conditions. Also, a good representation of the spatial distribution of contamination levels has been achieved with a large number of sampling stations (16) distributed along the Lez river and the tributaries. A moderate first flush effect of TSS was observed during a flood event at the outlet of the Verdanson tributary. A water quality model has been developed in an entirely urbanized sub-catchment, and a sensitivity analysis emphasizes the influence of land cover description on water quality outputs. Further to this study, the perspectives are to integrate into the water quality model possible scenarios of urban land use planning in order to assess their potential impacts on surface water quality.

Acknowledgments

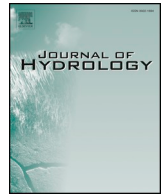
This work was supported by funding provided by a doctoral fellowship (Marlène Rio) from the the Labex DRIIHM, French programme "Investissements d'Avenir" (ANR-11-LABX-0010) which is managed by the ANR.

References

- Chow, M.F., Yusop, Z., Toriman, M.E. (2012) Modelling Runoff Quantity and Quality in Tropical Urban Catchments Using Storm Water Management Model. *International Journal of Environmental Science and Technology* 9 (4): 737–48.
- Di Modugno, M., Gioia, A., Gorgoglione, A., Iacobellis, V., Ia Forgia, G., Piccinni, A.F., Ranieri, E. (2015) Build-Up/Wash-Off Monitoring and Assessment for Sustainable Management of First Flush in an Urban Area. *Sustainability*. 7(5):5050-5070.
- Hathaway, J.M., Hunt, W.F. (2011) Evaluation of First Flush for Indicator Bacteria and Total Suspended Solids in Urban Stormwater Runoff. *Water, Air, & Soil Pollution* 217 (1–4): 135–47.
- Mancini, L., Formichetti, P., D'Angelo, A.M., Pierdominici, E., Sorace, A., Bottoni, P., Laconelli, M., Ferrari, C., Tancioni, L., Rossi, N., Rossi, A. (2005) Freshwater Quality in Urban Areas: A Case Study from Rome, Italy. *Microchemical Journal*. 79 (1–2):177–83.
- Rio, M., Salles, C., Rodier, C., Cantet, F., Marchand, P., Mosser, T., Cernesson, F., Monfort, P., Tournoud, M-G., (2017) An empirical model to quantify fecal bacterial loadings to coastal areas: application in a Mediterranean context. *CR Geosciences*. 349:299-309.

Annexe 4 : Article scientifique publié dans la revue Journal of Hydrology

Rio, M., Salles, C., Cernesson, F., Marchand, P., Tournoud, M.-G., 2020. An original urban land cover representation and its effects on rain event-based runoff and TSS modelling. Journal of Hydrology 586, 124865.



Research papers

An original urban land cover representation and its effects on rain event-based runoff and TSS modelling

Marlène Rio^{a,*}, Christian Salles^a, Flavie Cernesson^b, Pierre Marchand^a, Marie-George Tournoud^a

^a HSM, Univ Montpellier, CNRS, IRD, Montpellier, France

^b TETIS, AgroParisTech, CIRAD, CNRS, IRSTEA, Univ Montpellier, France

ARTICLE INFO

This manuscript was handled by G. Syme, Editor-in-Chief, with the assistance of Jes Mateo, Associate Editor^o.

Keywords:

Hydrological model
Mediterranean climate
SWMM
Urbanized catchment
Total Suspended Solids
Wash-off

ABSTRACT

During rainfall events, a wide range of contaminants generated by urban areas are transferred into rivers. Modelling tools are increasingly required by decision makers to assess the effects of urban development and mitigation measures on urban runoff quality. However, representing the spatial heterogeneity of urban land cover in water quality modelling is a real challenge. This study presents a methodology to analyze and characterize the land cover of an urban catchment within a water quality model. The application site is the urban river Verdanson located in Montpellier city (France), where the climate is Mediterranean. Firstly, a time effective original method of identifying homogeneous urban surfaces in terms of build-up/wash-off processes from an existing land-use map and aerial photo interpretation is presented. Secondly, the sensitivity of model outputs to the discretization of a catchment into homogeneous land cover types, called Water quality Response Units (WQRUs), is tested. The results reveal that discretizing the catchment into WQRUs enhances the relevance of hydrological outputs and provide more flexibility for a calibration of Total Suspended Solids wash-off parameters. The findings open interesting opportunities to integrate catchment-scale land cover data into the modelling of wash-off processes and allow urban runoff managers to assess the influence of urban land use planning scenarios on water quality.

1. Introduction

Urban areas have been widely shown to impact the water quality of urban rivers during rainfall events, by transferring a wide range of contaminants accumulated on impervious surfaces and released into drainage and sewage networks (Gasperi et al., 2014; Mancini et al., 2005). Since cities are unceasingly expanding, as in the European Union where 75% of the population live in urban areas, aquatic ecosystems are increasingly threatened. Consequently, decision makers need clear and effective tools to manage water quality in urban areas and reach the objectives set by the Water Framework Directive. Such supporting tools must be adapted to climatic conditions, particularly under a Mediterranean climate, where extreme rainfall intensities strengthen the transfer of contaminants into the receiving environment (Rio et al., 2017).

Urban storm water modelling is an increasing field of interest aiming to support decision makers in managing water quantity and quality in urban areas. Semi-distributed models such as CANOE, MIKE URBAN or the Storm Water Management Model (SWMM) are widely used (Niazi et al., 2017; Zoppou, 2001). These models allow the user to

represent a collection of subcatchments which generate runoff and contaminant loads into a drainage system. The land use within each subcatchment is defined as a fraction of impervious area. Conceptual models such as non-linear reservoirs are used for runoff generation from precipitation data and the transfer of runoff to the outlet is performed by solving the Saint Venant equations.

Build-up and wash-off of contaminants are complex processes influenced by numerous factors such as storm event characteristics, particle size distribution and catchment features (Hong et al., 2016; Liu et al., 2012; Wijesiri et al., 2016). In semi-distributed hydrological models, wash-off processes are generally represented by three empirical models: exponential wash-off, rating curve wash-off and event mean concentration wash-off (Rossman, 2010). Several researchers performed small-scale experiments and showed that the exponential equation can be used to describe the wash-off of Total Suspended Solids (TSS) and heavy metals on roof and road surfaces (Egodawatta et al., 2009; Hossain et al., 2010; Luo et al., 2018; Wicke et al., 2012). Many authors attempted to calibrate the parameters associated to the exponential wash-off at catchment scale (Barco et al., 2004; Di Modugno et al., 2015; Temprano et al., 2006). However, more recent research

* Corresponding author.

E-mail address: marlene.rio@umontpellier.fr (M. Rio).

emphasized the difficulty to reproduce the spatial and temporal variability of contaminant concentrations when calibrating the model over a long-time period within a heterogeneous catchment (Bonhomme and Petrucci, 2017; Sandoval et al., 2018).

To better represent the spatial variability of wash-off processes at catchment scale, the exponential wash-off model must be applied on homogeneous land cover types. It is commonly accepted to distinguish land cover as the biophysical conditions of the earth from land use that links land cover to human activities. The convention is to define land use as urban landscapes (eg. residential, commercial areas) and land cover as land use components (eg., roof, vegetation,...). Previous works showed that storm water pollutant concentrations can't be directly related to land use classification (Fletcher et al., 2013). In their study, Liu et al. (2013) showed that the land use classification as "industrial", "commercial" and "residential" areas isn't appropriate for water quality modelling. They found that site specific characteristics such as the type of urban surface (roof, road or garden) have an important influence on both build-up and wash-off processes and therefore should be taken into account into the modelling process. Moreover, Petrucci and Bonhomme (2014) tested the influence of geographical data on the modelling of TSS concentration. The predictive capability of the model was increased when the subcatchments were represented as homogeneous units of land cover such as green areas, roads and roofs. Consequently, a deep analysis of urban land cover at catchment scale is currently identified as a major concern among water quality modellers. Besides, decision makers increasingly need water quality models based on an appropriate description of urban land cover as supporting tools to assess the impacts of land use planning scenarios and effectively implement Best Management Practices (BMPs).

Recent research focused on improving hydrological models by discretizing a catchment at the scale of a land cover type. Tuomela et al. (2019) discretized an 11.4 ha catchment into 600 subcatchments representing vegetation, roofs, asphalt, sand/gravel, stone/tile pavers or open rock. Similarly, Niemi et al. (2019) developed an automated tool to delineate adaptive subcatchments with homogeneous land cover. High resolution land cover and topography data are required for such catchment discretization. However, in large urban areas the delineation of homogeneous land cover types is rarely available. Various digital remote sensing approaches can be undertaken to analyse urban land cover. From satellite imagery, automated extraction methods are complex to implement and their accuracy is affected by shadow and image distortion (Weng, 2012). Manual photointerpretation of large urban areas is laborious and highly time-consuming. Consequently, simple and reliable tools are needed to analyse land cover in large urban areas for water quality modelling purposes.

The purpose of this work is to open opportunities to represent urban land cover into water quality models at catchment scale and further allow the assessment of the impacts of BMPs on runoff volumes and TSS loads. This paper develops a reliable and transposable methodology to analyse and integrate land cover data in the modelling of discharges and TSS concentrations. Firstly, a time-effective original method is presented to classify the urban land cover accordingly to runoff generation and contaminant wash-off processes. Secondly, the sensitivity of model outputs to the representation of land cover is investigated. The particularity of the model structure is that homogeneous land cover surfaces are aggregated into Water Quality Response Units (WQRUs). The method is exemplified within a Mediterranean urban catchment.

2. Materials and methods

There are two main stages to the analysis. Firstly, urban land cover types are identified according to a relevant nomenclature in terms of hydrological and build-up/wash-off processes. By adapting classical rules of remote sensing, a sampling strategy is developed from an existing land-use map. Secondly, two representations of land cover are integrated into the modelling process and compared by hydrological

and water quality outputs. The application of the method to a mediterranean urban catchment illustrates its performances. The limitations and uncertainties associated to the modelling approach are discussed in the next section.

2.1. Land cover classification according to hydrological and build-up/wash-off processes

2.1.1. Relevant nomenclature

It has been showed that pollutant build-up and wash-off are highly influenced by the types of urban land cover (Fraga et al., 2016). However, numerous nomenclatures of existing land use maps don't reflect the hydrological and build-up/wash-off processes occurring on urban surfaces. Consequently, the first step of this study is to classify the land cover according to a relevant nomenclature in terms of both water quantity and quality modelling. The level 1 of the proposed nomenclature is based on the two hydrological covers generally defined to describe runoff processes; (i) the pervious surfaces, where infiltration takes place, and (ii) the impervious surfaces, with no infiltration. These surfaces are considered in this study as Hydrological Response Unit (HRUs), a common concept used in hydrological modelling to combine areas of uniform soil and land use type (Salvadore et al., 2015). From this classification, the level 2 of the nomenclature is developed based on contaminant build-up and wash-off on the different urban surfaces, forming Water Quality Response Units (WQRUs). First of all, the types and levels of released contaminants differ among several impervious surfaces. Roof surfaces are shown to release significant quantities of Total Suspended Solids (TSS) and trace metals (Charters et al., 2016). Road traffic is responsible for the transfer of TSS, but also trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons, due to direct deposition of abrasion particles and fuel and lubricant leakages from vehicles on roads and car parks (Egodawatta et al., 2007). Further to the nature of the released contaminants, build-up and wash-off are influenced by the processes leading to runoff generation that differs from a surface to another. For example, flat roofs can have a significant water storage capacity, while no depression storage can be associated with sloped roofs. Moreover, the average slope of roads is significantly different from the car parks that are generally flat to avoid accidents. As no infiltration take place in swimming pools, they can also be considered as impervious areas with important initial losses. The remaining impervious surfaces with no road traffic and no particular hydrological characteristics can be called "pedestrian areas". Finally, the surfaces where infiltration can occur are clustered into "pervious surfaces". They represent natural areas such as forests, grassed areas, shrubs and hedgerow, bare soils and banks, as well as gardens, squares, parks and cemeteries. Although these surfaces present different runoff coefficients, they are aggregated into one class in this study that focuses on the contributions of impervious surfaces to surface water contamination. The resulting nomenclature is presented in Table 1.

2.1.2. Time effective method of land cover analysis

To further develop a hydrological model based on the previous nomenclature, the surfaces of each class within a given catchment need to be known. Numerous remote sensing approaches are available for the

Table 1
Nomenclature used for land cover classification.

Level 1 (Hydrological Response Units)	Level 2 (Water Quality Response Units)
Impervious surfaces	Sloped roofs
	Flat roofs
	Roads
	Car parks
	Pedestrian areas
	Swimming pools
Pervious surfaces	Pervious surfaces

identification of WQRUs within urban areas (Chankon et al., 2015; Jacqueminet et al., 2013). Unless the area of interest is very small, an aerial photo interpretation over a whole catchment would be highly time consuming. Besides, automated extraction methods such as pixel based and object-based image analysis are difficult to implement and associated with errors arising from shadow and image distortion (Weng, 2012). Consequently, existing urban maps can be an interesting basis for land cover analysis. In one hand, high resolution land cover mappings classify vegetation (tree or grass), water, shade, and impervious area (bright or dark) (Weng 2012). In other hand, existing land use maps classes correspond to homogeneous landscape units. Both are not directly useable for SWMM because of classification and/or spatial resolution. The definition of a universal relationship between land use classes and impervious cover is very difficult (Ackerman and Stein, 2008). Indeed, this relationship is influenced by the different photo-interpretation rules adopted to create land use maps and the specific features of urban areas. Consequently, the method developed here consists in identifying WQRUs from an existing land use map by defining on-site sampled areas, also called training sites, within which the urban surfaces can be manually delineated by aerial photo interpretation. As land use maps are generally produced by combining remote sensing technics, surveys and expert rules, it is acceptable as a consequence of an hypothesis of homogeneity in each land use class (i.e landscape), that sampled areas for a given class, have comparable metrics such as build surfaces percentage, diversity index, or main surface percentage. The purpose isn't to find the initial rules but the initial spatial units that compose a given land use class. The surface fractions obtained in the training sites are finally extended to the entire catchment.

For the analysis, general rules of remote sensing are used. A stratified sampling strategy is employed by defining a number of sampled areas associated to the classes of an existing nomenclature. The number of training sites per land use class is defined proportionally to the size of each class. The total surface of the sampled areas represents more than 4% of the catchment surface. Within each of the land use classes, the sampled areas are defined as circles of 1 ha surface. The shape and the surface of the training sites are defined to fit into the polygons corresponding to the land use classes of the existing map. The sampled areas are randomly distributed within the land use classes although the delineation of the polygons associated to the existing nomenclature constrains their localizations. Regarding the classes scarcely represented, the analysis is directly performed within the associated polygons. Then, within each of the sampled areas, the identification of the urban surfaces is completed by photo-interpretation from available aerial photography. Finally, the results obtained within the sampled areas are extended to the land use classes and eventually to the entire catchment. When the land use classes are associated with only one training site, the results of the photointerpretation performed within the training site are directly applied to the entire land use class. When several training sites are associated to a land use class of the existing nomenclature, the surfaces of each land cover types are summed over the total surface encompassed by the sampled areas within the considered land use class. The proportions of land cover are then computed over the total surface represented by the training sites. For example, five 1-ha training sites are defined into a land use class called "Discontinuous mixed housing". The surfaces of car parks obtained by photointerpretation are 0.08, 0.11, 0.06, 0.04, and 0.08 ha within these 5 sampling sites. Consequently, the proportion of car parks associated to the class "Discontinuous mixed housing" is $100 \times (0.08 + 0.11 + 0.06 + 0.04 + 0.08) / 5 = 7.4\%$. The method of land cover analysis is illustrated in Fig. 1.

2.2. Land cover representation in modelling TSS concentrations

In this paper, the influence of land cover representation on simulated TSS concentrations is investigated using the Storm Water

Management Model (SWMM). SWMM is a dynamic rainfall-runoff-routing simulation model used to simulate runoff quantity and quality in urban areas. A catchment is conceptualized as a rectangular surface with a uniform slope and width that drains to a single outlet (Rossman, 2010). For runoff generation, the principle of mass conservation is applied on three hydrological covers: pervious (characterized by infiltration parameters), impervious and impervious with no depression storage.

Concentrations of contaminants are computed using the water quality module divided into build-up and wash-off sub-modules. The build-up and wash-off models are associated to land cover categories, defined within the catchment as percentages of the total area, independently of the hydrological covering. Consequently, the land cover defined in the water quality module doesn't impact the runoff generation but only the concentrations of pollutants that are computed for the whole catchment. Although previous studies showed good performances in terms of water quantity modelling when the catchments were defined by their hydrological covering, some others emphasized the need of a more detailed description of the land cover in water quality modelling (Liu et al., 2012; Niazi et al., 2017). Consequently, the method further developed consists in discretizing a catchment into water quality response units in order to improve the representation of wash-off processes in the modelling process.

2.2.1. Discretization of a catchment into HRUs and WQRUs

To illustrate the two model approaches investigated in this paper, a schematic representation of a catchment is presented in Fig. 2. On the one hand, Fig. 2a represents the catchment as one rectangle with geometrical dimensions (surface, width) representative of the catchment characteristics. This representation corresponds to the standard description of a catchment within the SWMM. The width is computed from the surface and the flow path length, measured as the longest flow pathway across the catchment. The three hydrological covers corresponding to the hydrological response units are represented. The impervious surface corresponds to the sum of the flat roofs, pedestrian areas, car parks, swimming pools, and road surfaces. The impervious surface with no depression storage is the area of sloped roofs, whereas the pervious surface contains all the areas where infiltration occurs. The runoff generated by each of the hydrological covers flows directly to the outlet. On the other hand, Fig. 2b illustrates the representation of the same catchment as water quality response units. The flow path lengths are estimated specifically for each unit. Regarding the pedestrian areas, car parks, flat roofs and pervious areas, no geometrical feature can be defined for these classes, thus the ratio of the flow path length and width is conserved from the value computed for the entire catchment. The sloped roofs are associated to the maximum length allowed by the legislation. The flow path length of the catchment is chosen for the roads, and a value of 10 m is defined for the swimming pools, which don't contribute to runoff generation unless overflows occur.

The hydrologic parameters of the model are pre-estimated according to physical considerations. The links between the parameters associated to the HRUs and the WQRUs are presented in Table 2. Whereas the average slope of the subcatchment is chosen to characterize the roads, pedestrian areas and natural fields, a high value is attributed to the sloped roof as it is imposed by the regulation. On the contrary, the flat roofs are associated to a very low slope of 0.01%. The car parks are generally flat to avoid accidents when it is possible according to the topography, hence the slope is taken as one tenth of the average slope of the subcatchment. Regarding the Manning coefficients attributed to the WQRUs, they are computed from estimates of materials roughness and the Nikuradze, Darcy-Weisbach and Manning-Strickler formulas. The depression storage of the roads, car parks and pedestrian areas are defined according to the roughness and degradation of the materials of the different land cover types. In recently urbanized areas where integrated account of runoff issue concerns, the flat roofs can be designed to store rainwater. In this case a part of the

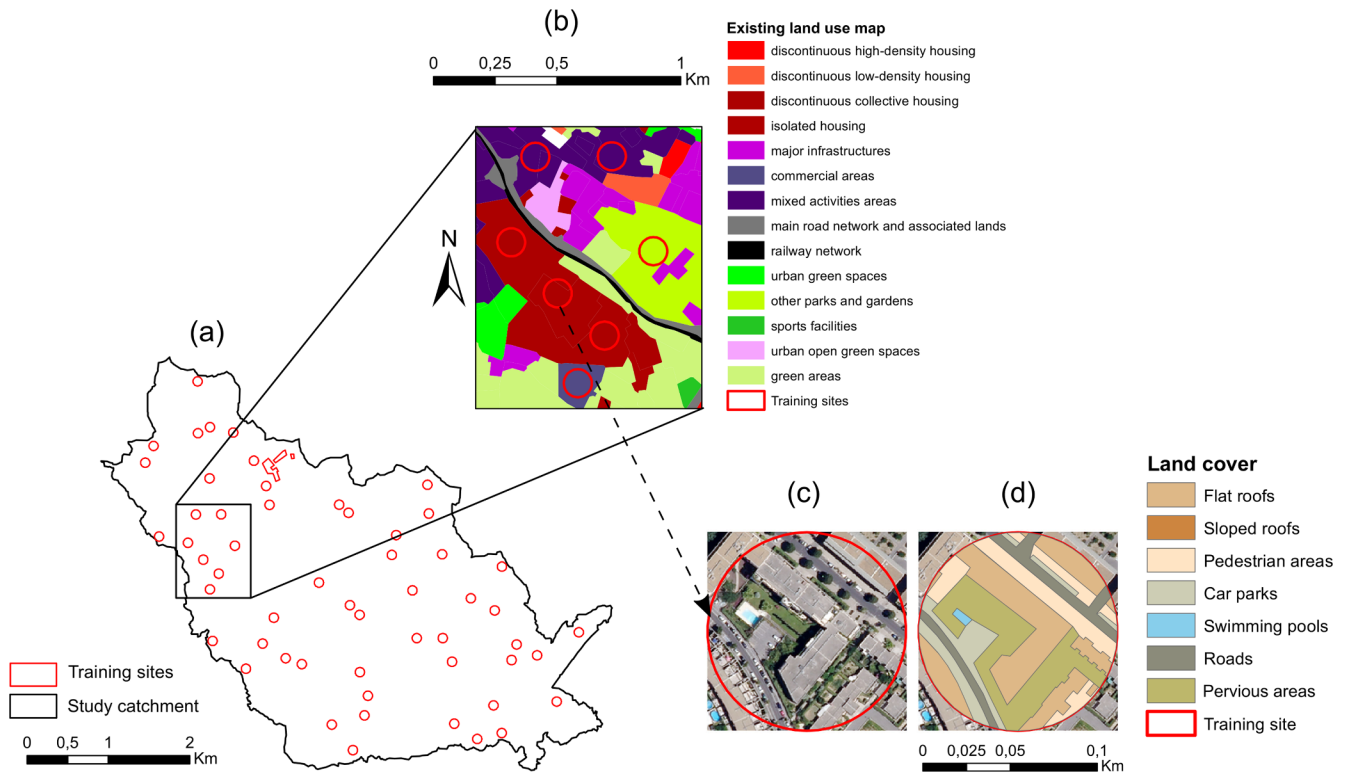


Fig. 1. Illustration of the stratified sampling strategy used for land cover analysis. (a) Random location of the training sites within a study catchment; (b) Location of training sites within an existing land use map (here, land use map from Montpellier Méditerranée Métropole); (c) Aerial photography in one training site (here, BD ORTHO®); (d) Results of the photo-interpretation.

rainfall is lost by evaporation while the other part is restituted to the drainage network. Consequently, the associated depression storage is high. In this study, it is chosen as being 20 mm. Finally, the widely used Curve Number method from the Soil Conservation Service is chosen to model runoff generation. The Curve Number (CN) varies with soil type and antecedent conditions. Within the application catchment, the hydrologic soil group is C. A unique value of 50 is attributed to all pervious areas, according to available literature (Rossman, 2010).

2.2.2. Validation and comparative analysis of hydrological outputs

To assess the performances of the two modelling approaches, hydrological outputs are compared with observed data. An event-based validation is undertaken by computing Nash values from observed

hydrographs. Widely used in urban hydrology, the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) is calculated as following (Equation (1)) (Nash and Sutcliffe, 1970):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^N (q_{obs}(t) - q_{sim}(t))^2}{\sum_{t=1}^N (q_{obs}(t) - \bar{q}_{obs})^2} \tag{1}$$

where $q_{obs}(t)$ is the observed flow at time t , $q_{sim}(t)$ is the simulated flow, \bar{q}_{obs} is the mean observed flow value over the simulation period of length N . In addition, the simulated runoff volume, flow peak and time to peak are compared between the two model representations.

2.2.3. Exponential wash-off model applied to HRUs and WQRUs

The water quality model focuses on Total Suspended Solids (TSS)

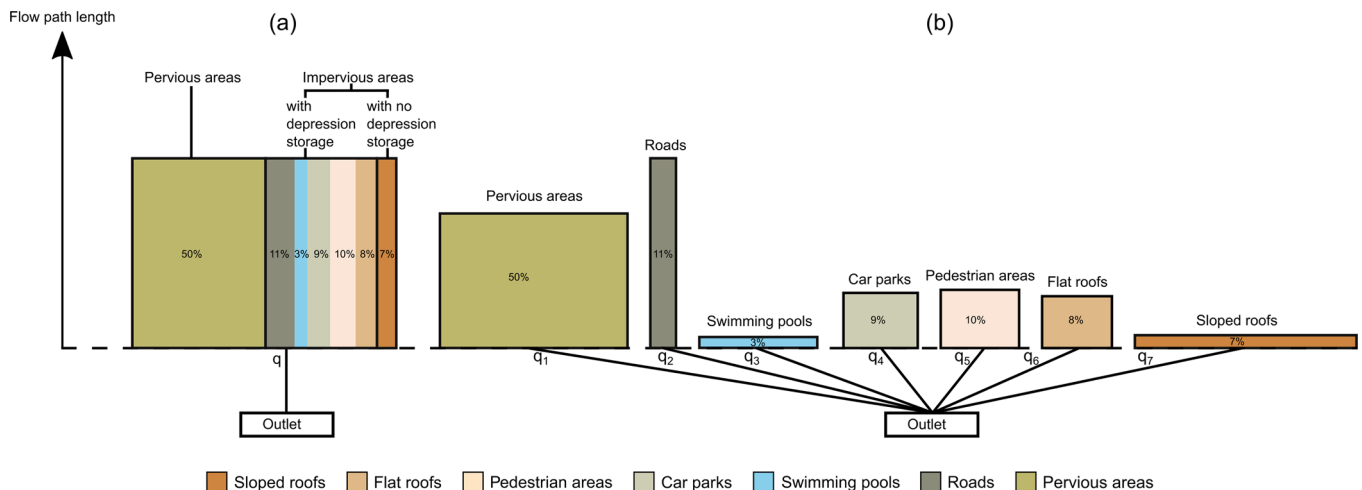


Fig. 2. (a) Representation of the subcatchment as hydrological response units; (b) Representation of the subcatchment divided into water quality response units.

Table 2
Hydraulic parameters defined for the two representations of land cover within a catchment.

	Water quality response units						
	Roads	Sloped roofs	Flat roofs	Car parks	Pedestrian areas	Pervious areas	Swimming pools
Surface (ha)	Defined from the stratified sampling method of land cover analysis						
Longest flow path (m)	Longest flow path of the catchment	assessed from local legislation (12)	Same length-width ratio as the whole catchment				10
Slope (%)	Average slope of the catchment	Assessed from local regulation (30)	0.01	One tenth of the average slope of the catchment	Average slope of the catchment	Average slope of the catchment	-
Impervious surfaces (%)	100	100	100	100	100	-	100
Manning coefficient for impervious surfaces	0.033	0.017	0.05	0.033	0.025	-	-
Manning coefficient for pervious surfaces	-	-	-	-	-	0.05	-
Depression storage on impervious surfaces (mm)	1	0	20	1	0.5	-	150
Depression storage on pervious surfaces (mm)	-	-	-	-	-	8	-
Impervious surfaces with no depression storage (%)	-	100	-	-	-	-	-

concentrations. Event-based simulations are performed and the initial amount of TSS is considered to reach its maximum between each rainfall event. The mediterranean climate is characterized by intense rainfall events interspersed with long dry periods. The initial amount of TSS is chosen to be the same at the beginning of each event, and its value is fixed according to the available literature (Chow et al., 2012; Fallah Shorshani et al., 2014; Wicke et al., 2012). Only the wash-off module sensitivity is tested for the simulations. In the case of the HRUs, the wash-off is computed at each time-step from the runoff rate at the outlet of the catchment following the Eq. (2) given hereafter:

$$w(t) = K_w^2 q(t)^2 * m_b(t) \tag{2}$$

where $w(t)$ (kg.h⁻¹) is the rate of wash-off at time t, K_w (h.mm⁻²) is a wash-off coefficient, $q(t)$ (mm.h⁻¹) is the runoff rate over the sub-catchment at time t, and $m_b(t)$ (kg) is the amount of build-up remaining on the surface at time t. When the catchment is discretized into WQRUs, the wash-off is the sum of the wash-off at the outlets of the WQRUs, according to the following Eq. (3):

$$w(t) = \sum_{i=1}^7 K_{wi}^* q_i(t)^2 * m_{bi}(t) \tag{3}$$

where $w(t)$ (kg.h⁻¹) is the rate of wash-off at time t, i is the summation index ranging from 1 to 7, corresponding to the 7 WQRUs, K_{wi} (h.mm⁻²) is a wash-off coefficient associated to the i-th WQRU, $q_i(t)$ (mm.h⁻¹) is the runoff rate over the i-th WQRU at time t, and $m_{bi}(t)$ (kg) is the amount of build-up remaining on the i-th WQRU at time t.

In this study, the computation time step is 1 s. $q(t)^2$ represents the kinetic energy of the runoff. The wash-off coefficient K_{wi} is identical among the WQRUs and to the value of K_w associated to the HRUs. The simulations are run with values of the wash-off coefficient (K_w) being [0.0001; 0.001; 0.01; 0.1]. The range of K_w values is chosen according to the available literature (Chow et al., 2012; Fallah Shorshani et al., 2014; Rossman, 2010; Wicke et al., 2012). The wide range of K_w values doesn't aim at calibrating the model but assessing the sensitivity of model outputs to the representation of land cover independently of the value assigned to the wash-off coefficient K_w .

2.3. Application site and available data

The Verdanson canal is a 7.5 km long watercourse flowing across the city of Montpellier, located in the south of France. The climate is Mediterranean, presenting semi-arid conditions with average rainfall of 676 mm/year. The majority of rainfall is recorded in autumn and flash floods are observed during intense and local storms that occur after long dry periods (Perrin and Tournoud, 2009). The catchment, presented in Fig. 3, is entirely urbanized and its surface is 16.02 km². The land use is mainly shared between residential areas (48%) and major infrastructures (16%) such as hospitals and universities. The existing land use map presented in Fig. 3 is provided by Montpellier Méditerranée Métropole. The map layer was produced in 2015, based on the SPOT THEMA nomenclature (with a multi spatial resolution from 1/25000 to 1/5000). Other GIS data used in the analysis come from the BD ORTHO®, which notably contains aerial photographs with a 0.5 m resolution, and the BD TOPO®, which provides the delineations of buildings (produced in 2015) and roads (produced from 2012 to 2017).

In this study, the land cover analysis is performed over the 23 subcatchments of the Verdanson catchment. Their delineation and geographical characteristics are determined using the 5 m resolution digital elevation model (produced from 2008 to 2015) provided by the RGE ALTI® database. Among them, the Chateau d'O subcatchment is chosen to perform the comparative analysis of the two land cover representations in water quality modelling. With a surface of 1.25 km², this catchment is an entirely separate storm water sewer system. As showed in Fig. 4, five subcatchments are delineated within this catchment which includes two large retention ponds.

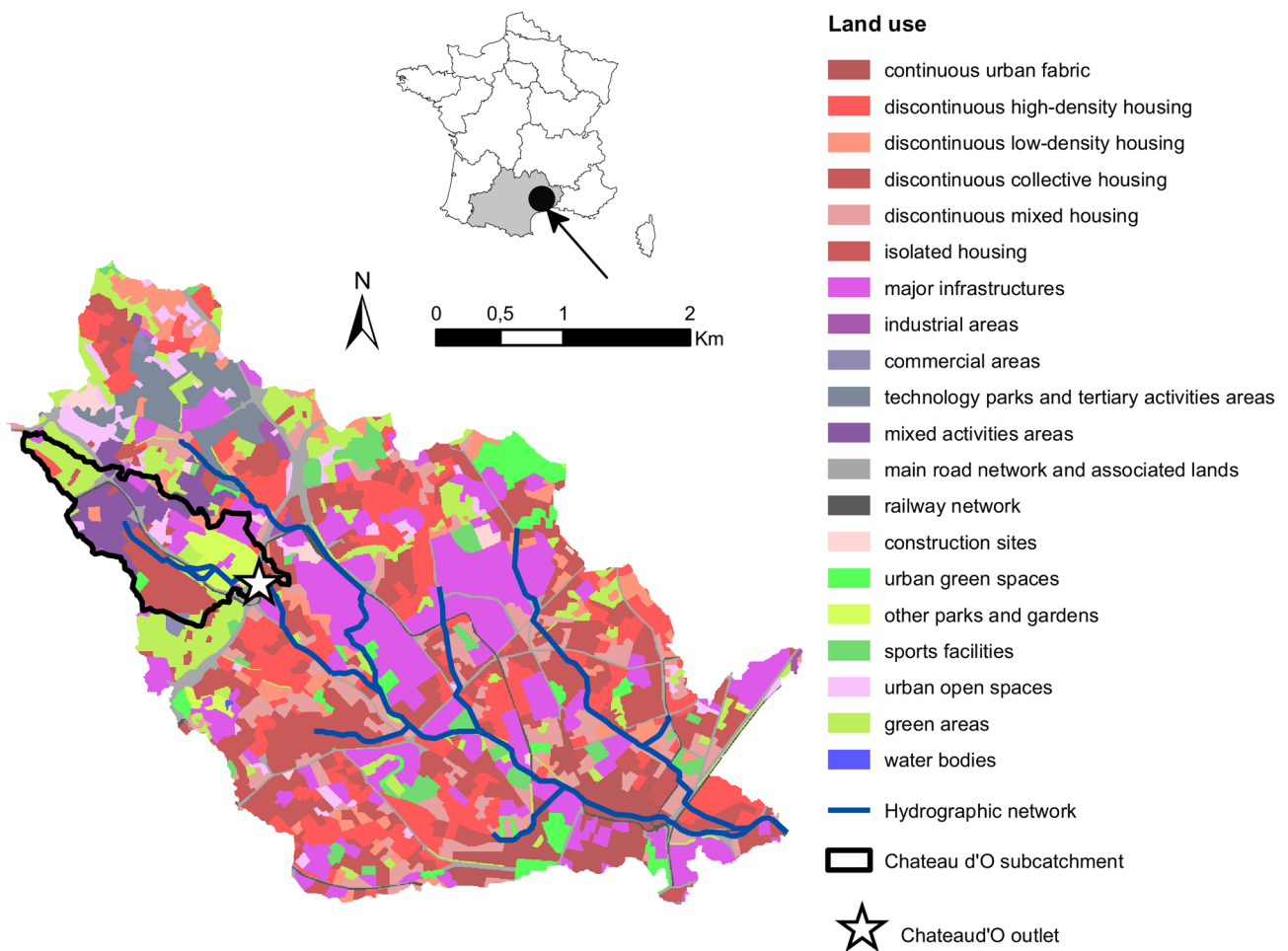


Fig. 3. Description of the Verdanson catchment, France. The land use map is provided by Montpellier Méditerranée Métropole (level 3 2015).

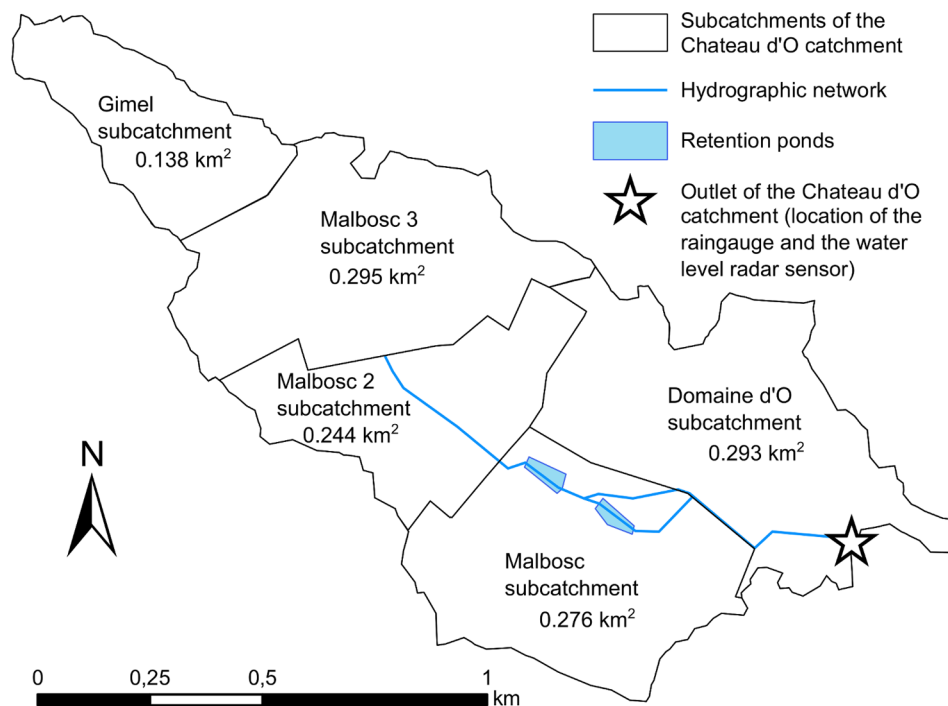


Fig. 4. Description of the Chateau d'O catchment divided into 5 subcatchments.

Rainfall measurements are produced by an acoustic rain gauge (Vaisala RAINCAP® Sensor) at the outlet of the Chateau d'O catchment. Based on the detection of individual raindrop impacts, the uncertainty associated to this technology mostly arises from the variation in the shape and vertical velocity of raindrops (Salmi and Ikonen, 2005) and raindrop size distributions (Krajewski et al., 2006). Rainfall data are available from June 2012 to February 2019 with a 5 min time step. Over the same period, water level measurements were produced by a water level radar sensor with a 5 min time interval at the outlet of the Chateau d'O subcatchment. Numerous anomalies are identified in the water level dataset, thus the analysis of rainfall events is performed over a discontinuous period of 2.5 years of consistent data. To compute flow values, a rating curve is defined from flow measurements performed under different hydrological conditions. The uncertainties associated to the flow measurements range from 10 to 20%.

From this dataset, 39 rainfall-runoff events are identified. These events cover a large range of rainfall amounts, from 10.1 mm to 94 mm and runoff coefficient, ranging from 6 to 80%. No observation is available for extreme events, so-called "Cévenol" events, as the hydrological section is overflowed. Otherwise, the sample represents a wide range of durations and intensities observed during the four seasons. The Verdanson river is a small watercourse as the peak flow at the outlet of the Chateau d'O catchment is measured between 0.52 and 3.10 m³/s. The catchment response is generally rapid, as the median time to peak is 1h33min.

3. Results and discussion

3.1. Land cover analysis

3.1.1. Application of the land cover analysis to the Verdanson catchment

Table 3 gives the number of training sites associated to the classes of the SPOT THEMA nomenclature in proportion to their surface within the Verdanson catchment. Five classes are not associated with sampled area. Regarding the main road network and the car parks, they can be directly transferred into corresponding water quality response unit. The railway network in the study area is the tramway, which is half on pavements and roads (impervious surfaces), half on grass areas (pervious surfaces). Finally, the green areas are directly associated to pervious areas, as well as the water bodies which relate to the location of

Table 3

Number of training sites associated to the SPOT THEMA nomenclature in the Verdanson catchment.

Classes of the SPOT THEMA nomenclature	Surface (ha)	Number of training sites
Continuous urban fabric	59.3	3
Discontinuous high-density housing	217.3	8
Discontinuous low-density housing	73.7	3
Discontinuous collective housing	293.0	11
Discontinuous mixed housing	127.2	5
Isolated housing	6.3	1
Major infrastructures	260.1	9
Car parks	83.2	0
Industrial areas	5.2	1
Commercial areas	3.8	1
Technology parks and tertiary activities areas	43.5	3
Mixed activities areas	34.3	3
Main road network and associated lands	82.4	0
Railway network	18.0	0
Construction sites	12.6	1
Urban green spaces	47.8	3
Other parks and gardens	20.0	1
Sports facilities	36.9	2
Urban open spaces	39.0	2
Green areas	138.5	0
Water bodies	0.46	0

the watercourses. In total, 4.45% of the surface of the Verdanson catchment is represented by the sampled areas. The photo-interpretation performed within each of the training sites is based on aerial photography provided by the BD ORTHO® database, which is commonly used to assess the impervious cover in France (Jacqueminet et al., 2013).

The stratified sampling approach used for the land cover analysis gives the repartition of the water quality response units (WQRUs) in a given area. The results of the application to the Verdanson catchment are presented in Fig. 5. With an imperviousness of 57.9%, the surface is mainly represented by roofs, with 13.4% of flat roofs and 7.1% of sloped roofs, and roads and car parks, which encompass 14.7 and 12.9% of the total surface respectively (Fig. 5a). At a smaller scale, the Chateau d'O catchment presents a lower imperviousness (50.9%) and a slightly different repartition of the roof surfaces (Fig. 5b). As the urbanization is recent in this catchment and characterized by flat roofed buildings, the fraction of sloped roofs is very low (1.9%). Within the Chateau d'O catchment, the land cover of the five subcatchments is heterogeneous (Fig. 5c). The urbanization of the upstream "Gimel" subcatchment is limited, with 85.9% of pervious areas. The two subcatchments called "Malbosc 3" and "Malbosc 2" are characterized by a recent urbanization of residential and commercial surfaces, with an imperviousness higher than 70%. Although the "Malbosc" subcatchment is also recent and residential, the lower imperviousness is explained by a part of the catchment that is not urbanized yet. Finally, the "Domaine d'O" subcatchment has 61.6% of pervious surfaces, due to a 23 ha landscaped park.

3.1.2. Analysis of the robustness of the land cover analysis

A validation of the methodology is undertaken by comparing the estimated surfaces with reference surfaces from the BD TOPO® database (Fig. 6). The latter is the French large scale geographic referential and contains the delineations of roofs, roads, car parks and green areas. As no distinction is made in the BD TOPO® between flat and sloped roofs, they are joined to perform the validation. The roads are directly compared between the reference data and the estimated surfaces. Regarding the car parks, no validation can be undertaken as the BD TOPO® only considers the car parks bigger than 0.5 ha. Similarly, natural fields identified in the analysis can't be associated to the green areas of the BD TOPO® because they only represent wooded areas bigger than 500 m². Furthermore, no data from the BD TOPO® corresponds to the pedestrian areas nor the swimming pools. Consequently, the validation is undertaken on roofs and roads, which are the main impervious surfaces represented in the study area. Indeed, within the 23 subcatchments delineated in the Verdanson catchment, the surfaces of roads and roofs combined represent between 21 and 58% of the subcatchments areas. The validation is performed from existing data rather than field observation as several surfaces like roofs may not be accessible in urban areas.

A satisfactory correlation between estimated and reference surfaces of roads and roofs is observed in Fig. 6a, as the distribution follows the 1:1 sloped straight line. The performance of the methodology is illustrated by Pearson coefficients computed for roads and roofs surfaces that are respectively 0.97 and 0.98. Absolute values of the relative error associated to estimated surfaces are represented in Fig. 6b. The median error value is 14.1% and 11% for roads and roofs respectively. Considering the total surface of the Verdanson catchment, the error associated to the road surfaces is 10.2% whereas it is 10.0% for roof areas. Moreover, Fig. 4b shows that 70% of the errors are lower than 20%. An extreme error value is observed in roads surfaces, which corresponds to the smallest subcatchment of the area (3.5 ha). This error should be put into perspective as it corresponds to small road areas, the estimated surface being 0.19 ha against a reference surface of 0.72 ha.

The errors observed between estimated and reference surfaces of the BD TOPO® highlight the difficulty of comparing maps with different nomenclatures and photo-interpretation rules. For example, in the

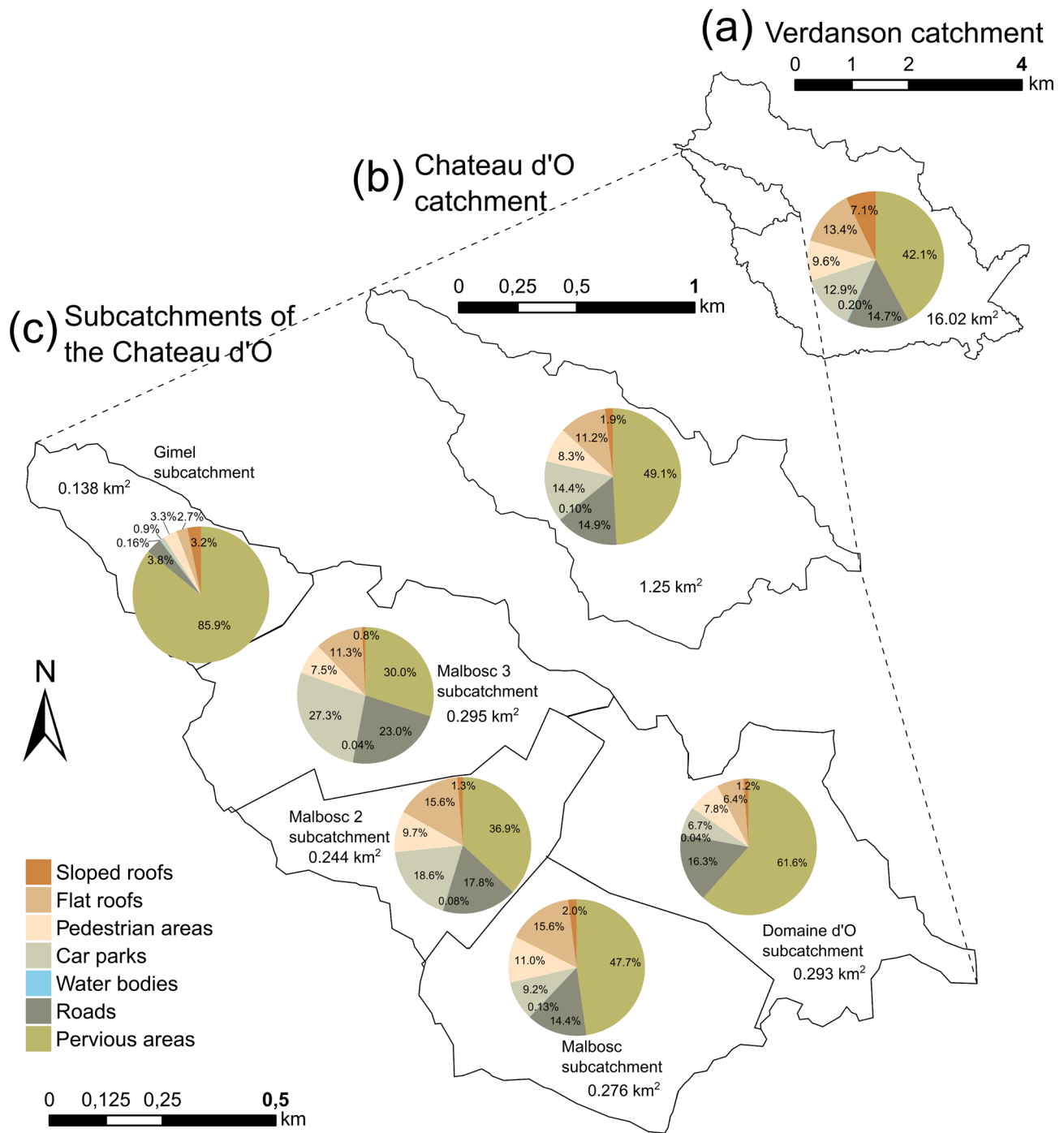


Fig. 5. Repartition of the water quality response units within the study area. (a) Verdanson catchment; (b) Chateau d'O catchment; (c) Subcatchments within the Chateau d'O catchment.

sampled areas the roads are directly delineated by photo-interpretation whereas they are defined as lines associated with widths in the BD TOPO®. Also, the identification of buildings may differ because of uncertainties induced by shadow and image distortion, as explained by Weng (2012). Although a large number of training sites were analyzed in this study, some uncertainties also arise from the variability of the different land cover types within the classes of the SPOT THEMA nomenclature. In an attempt to assess this variability, Ackerman and Stein (2008) highlighted the difficulty of describing the relationship between impervious cover and uniform classes of land use such as “residential” or “commercial”. Nevertheless, the results presented in this paper are consistent with the rules adopted to define the SPOT THEMA

nomenclature. As an example, the continuous urban fabric represents areas where buildings and artificial surfaces cover the near totality of the soil, and the associated imperviousness is found to reach 92%, with 53% of roofs, 26% of pedestrian areas and 13% of roads. Furthermore, 43% of pervious areas are found in discontinuous housing, where the soil is shared between buildings and green areas or bare soils. Finally, the discontinuous collective housing mostly corresponds to apartment blocks and towers, hence there is a high percentage of flat roofs (25%).

Conclusively, the stratified sampling method of land cover analysis gives satisfactory results in regards to their use in the modelling process. The performance assessed through the comparison between estimated surfaces and the BD TOPO® is consistent with other studies

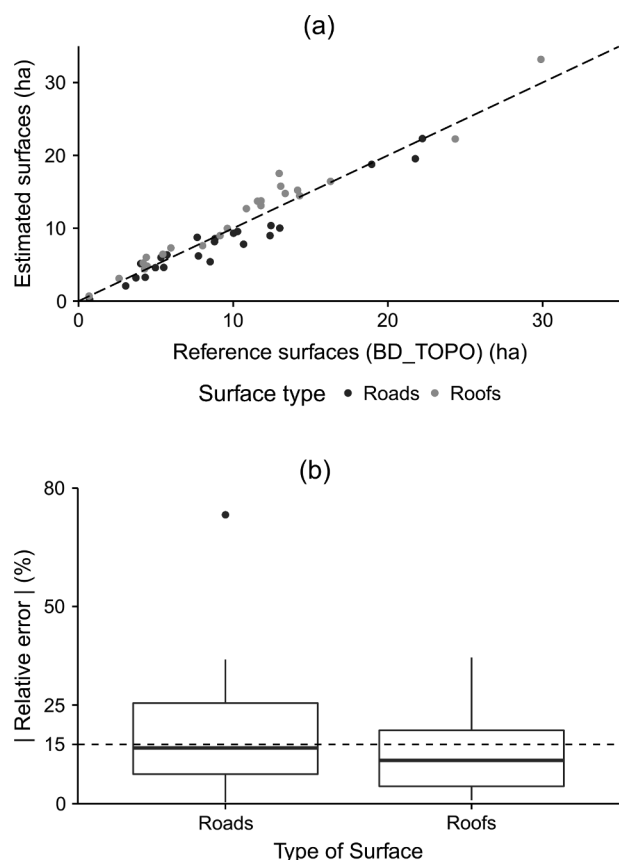


Fig. 6. Validation of the methodology used for the land cover analysis in 23 subcatchments of the Verdanson catchment. (a) Comparison between the estimated and reference surfaces of roads and roofs. The slope of the dotted line is 1:1; (b) Boxplot of the errors computed from the BDTOPO® database.

employing various methods. In Thailand, an accuracy of 75.21% and 88.30% was reached by Chankon et al. (2015) when delineating roads and buildings respectively by using the object-based image analysis method. In France, Jacqueminet et al. (2013) obtained similar performances when using three semi-automatic mapping procedures to delineate roofs and roads in a large urban catchment. When analyzing urban land cover, the results systematically depend upon the available data and the chosen method, being either manual photo-interpretation, semi-automatic or automatic procedures (Weng, 2012). In hydrological modelling, it has to be noted that uncertainties related to land cover data might have an impact on the simulated runoff volume and peak discharge, even though it can be muted by the parametrization of the model (Beighley et al., 2009). In this paper, the method of land cover analysis is time-saving by using an existing land use map, and can be applied elsewhere when land-use data are available.

3.2. Impact of land cover representation on hydrological outputs

The two representations of the catchment as HRUs and WQRUs give comparable performances when modelling water quantity. As showed in Fig. 7a, some rainfall events are associated to low Nash values in the two representations whereas some others are well simulated in both cases. It is noteworthy that in 85% of the simulations, the Nash criterion is higher within the WQRUs than the HRUs. Indeed over the 39 rainfall events, the Nash value is equal or above 0.6 for 21 simulations within the WQRUs against 11 within the HRUs. This finding is consistent with the study of Petrucci and Bonhomme (2014), who observed a significant improvement in Nash values when the catchment was discretized into homogeneous units. They highlighted that the performances of the homogeneous units, being roofs, roads, green areas and

other, are similar when the model is either calibrated or uncalibrated. In this study, the pre-estimation of the parameters associated to the WQRUs leads to a satisfactory representation of a large part of observed events.

The simulated runoff volume, peak flow and time to peak are also compared between the two model representations (Fig. 7b–d). The results are similar between the two modelling approaches, as for the majority of simulated events, runoff volume and time to peak are identical while peak flow values are close to the 1:1 sloped straight line. The differences observable in several cases are mainly induced by the spatial distribution of depression storage during small events. Indeed, as the flat roofs are associated to a high value of depression storage, the average computed at the catchment scale is highly influenced, particularly if the flat roofs encompass a large area. Consequently, the shape of the hydrograph slightly differs from the HRUs to the WQRUs, as well as the storage capacity of the catchment when the rainfall amount is lower than the depression storage associated to the flat roofs. For such rainfall events, the simulated runoff volume and the peak flow are higher within the WQRUs, while the time to peak is shorter. Contrarily to Skotnicki and Sowiński (2015) who studied small variations of depression storage, this study shows that computing an average depression storage for impervious surfaces is not appropriate when a significant part of the catchment presents high storage capacity. When rainfall amounts are higher than the depression storage associated to the flat roofs, runoff volumes are equal between the two representations, as showed in Fig. 7b. However for such events, the simulated peak flow is slightly lower from the WQRUs than from the HRUs. This can be explained by the differences of width and longest flow path between the WQRUs and the HRUs. As the flow pathways vary among the WQRUs, the resulting combination of peak flows differs from the peak flow simulated at the outlet of the HRUs.

To illustrate the dynamics of the hydrographs within the Chateau d'O subcatchment, Fig. 8 presents the simulated and observed hydrographs obtained for 6 rainfall events with various runoff coefficients. It is noticeable that the highest Nash values are obtained for runoff coefficients higher than 22%, whereas poor performances are achieved for lower runoff coefficients. Fig. 8a and b illustrates the good fitting achieved for runoff coefficients ranging from 22 to 50%. The results corresponding to the highest runoff coefficients are represented in Fig. 8c and d. The abnormally high flow values observed during these two events could be explained by log jams that could have distorted the measurement of water level or the lack of knowledge of rainfall over the whole catchment. Finally, Fig. 8e and f give examples of simulated and observed hydrographs for low runoff coefficients. Regarding the majority of these events, a very low response is observed at the outlet of the catchment even though rainfall amounts are recorded at the rain-gauge. Consequently, the reliability of water level measurement during such events might be questioned as well as the spatial rainfall distribution that could not be assessed by a single rain-gauge.

3.3. Impact of land cover representation on simulated TSS concentrations

Fig. 9 shows the sensitivity of simulated pollutographs to urban land cover representation. The results are highly contrasted between the HRUs and the WQRUs. Fig. 9a presents the normalized mass of TSS exported, defined as the total mass of TSS exported divided by the initial mass of TSS available over the catchment. Although the normalized mass exported increases with the wash-off coefficient K_w in both cases, no linear correlation can be established between the normalized mass exported by two model representations. While at the outlet of the HRUs the ratio between the exported mass and the initial amount of TSS reaches 1, a maximum threshold appears at the outlet of the WQRUs. This can be explained by the very low contribution of the pervious areas, as very little or no runoff is generated within these surfaces during the considered events. Fig. 9b presents the normalized time to maximum concentration, defined as the duration between the

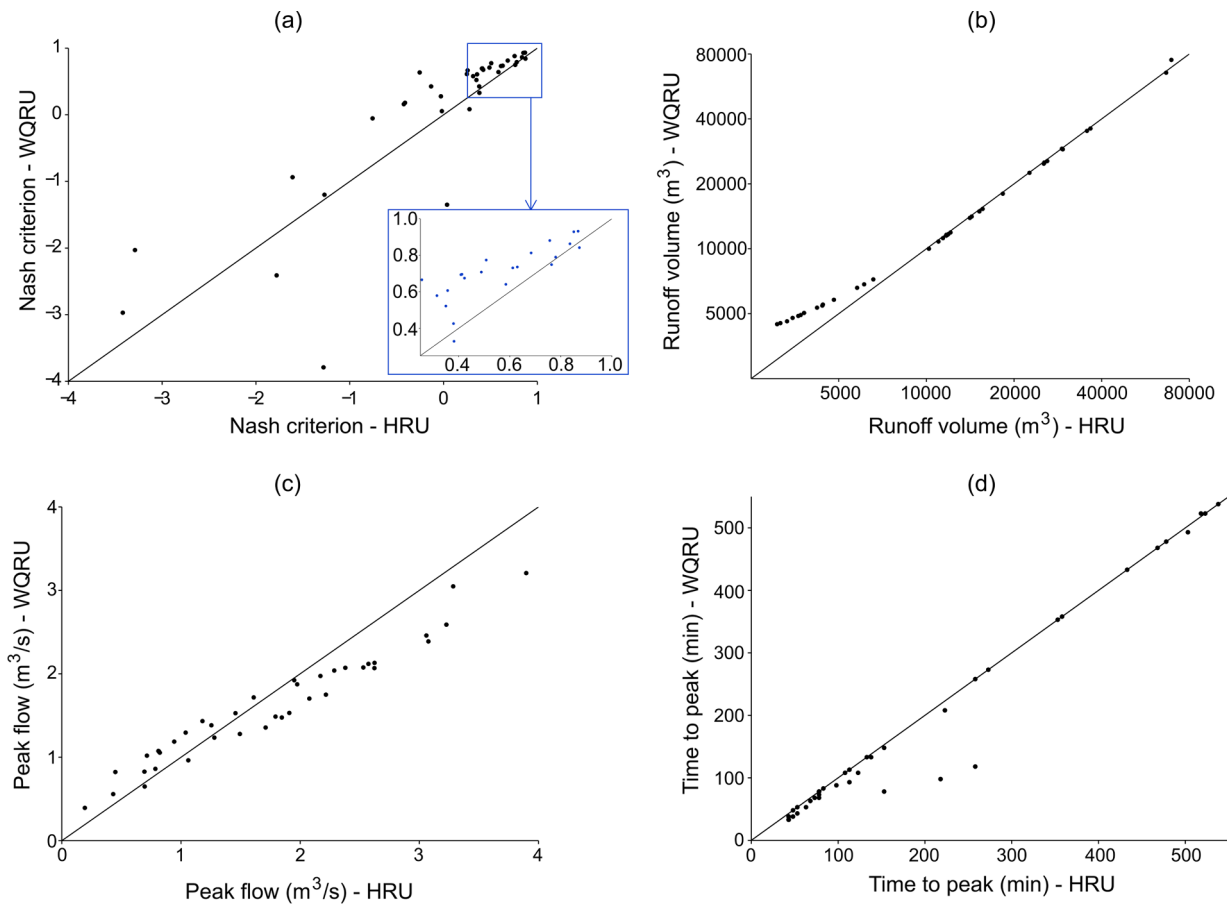


Fig. 7. Comparison of water quantity outputs in the two model approaches; (a) Nash values; (b) Runoff volume; (c) Peak flow; (d) Time to peak.

beginning of the rainfall event and the maximum concentration divided by the event duration. The HRUs systematically presents a higher time to maximum concentration compared to the WQRUs. No link exists between the wash-off coefficient and the normalized time to maximum concentration. The maximum concentration from the WQRUs and the HRUs are compared on Fig. 9c, showing that the maximum concentration increases with K_w and is globally higher within the WQRUs. The two models are highly sensitive to the parameter K_w . The dynamic of the pollutograph is significantly different from one representation to the other, with quicker and higher maximum concentration from the WQRUs.

The pollutographs generated by the HRUs and the WQRUs on the 15/10/2018 are presented in Fig. 10. Even though the parameters of the wash-off equation are the same in both cases, significant differences in the dynamics are due to the representation of the land cover.

3.4. Perspectives for water quality modelling

In this paper, an accurate identification of the different land cover types associated to contaminant wash-off is achieved. The modelling results show that the representation of land cover as WQRUs keeps its ability to reproduce observed hydrographs as the hydrological outputs are similar between the two representations of land cover. From these findings, interesting perspectives are open.

Firstly, the main perspective of this work is to estimate the potential reduction of TSS loads induced by several scenarios of BMPs implemented within the WQRUs. Such an analysis could bring some knowledge to support decision makers in effectively implementing BMPs in the current need of transforming urban areas into resilient cities. Even if no calibration of the water quality model can be performed from observed TSS data, the relative change of TSS loads

generated by different configurations of BMPs can still be assessed and bring useful information. The reliability of such results would depend on the analysis of their sensitivity to hydrological and wash-off parameters. A variation range of TSS load reduction could be estimated, which magnitude will depend on model parameters.

Secondly, the calibration of simulated TSS concentrations from observed data would validate the use of the WQRUs to model real-time TSS concentrations. The representation of land cover as WQRUs provide great flexibility for calibrating the wash-off coefficients, as they can be independently parametrized for the WQRUs as proposed by Fraga et al. (2016) on roofs, roads and car parks. Also, the maximum build-up can be specified for each WQRU and the pervious areas can be divided according to vegetation and soils to improve the modelling of runoff generation from these surfaces. A better simulation of TSS concentrations can be expected from WQRU land cover representation as recent research emphasized the difficulty to reproduce the spatial variability of contaminant concentrations when calibrating hydrological models within HRU heterogeneous catchments. Besides, in their study Petrucci and Bonhomme (2014) simulated TSS concentrations with the SWMM and obtained equal or better Nash values when the catchment was discretized as homogeneous units like roofs, roads, green areas and others. They showed that the discretization of a catchment as homogeneous land cover units increases the predictive capability of the water quality model.

Notwithstanding, the exponential wash-off model presents some limitations. Although it has been widely used within SWMM to model water quality (Barco et al., 2004; Chow et al., 2012; Di Modugno et al., 2015; Fallah Shorshani et al., 2014; Gorgoglione et al., 2016; Temprano et al., 2006; Wicke et al., 2012), some authors recently highlighted the difficulty to maintain its physical meaning when calibrating the model within heterogeneous catchments (Bonhomme and Petrucci, 2017;

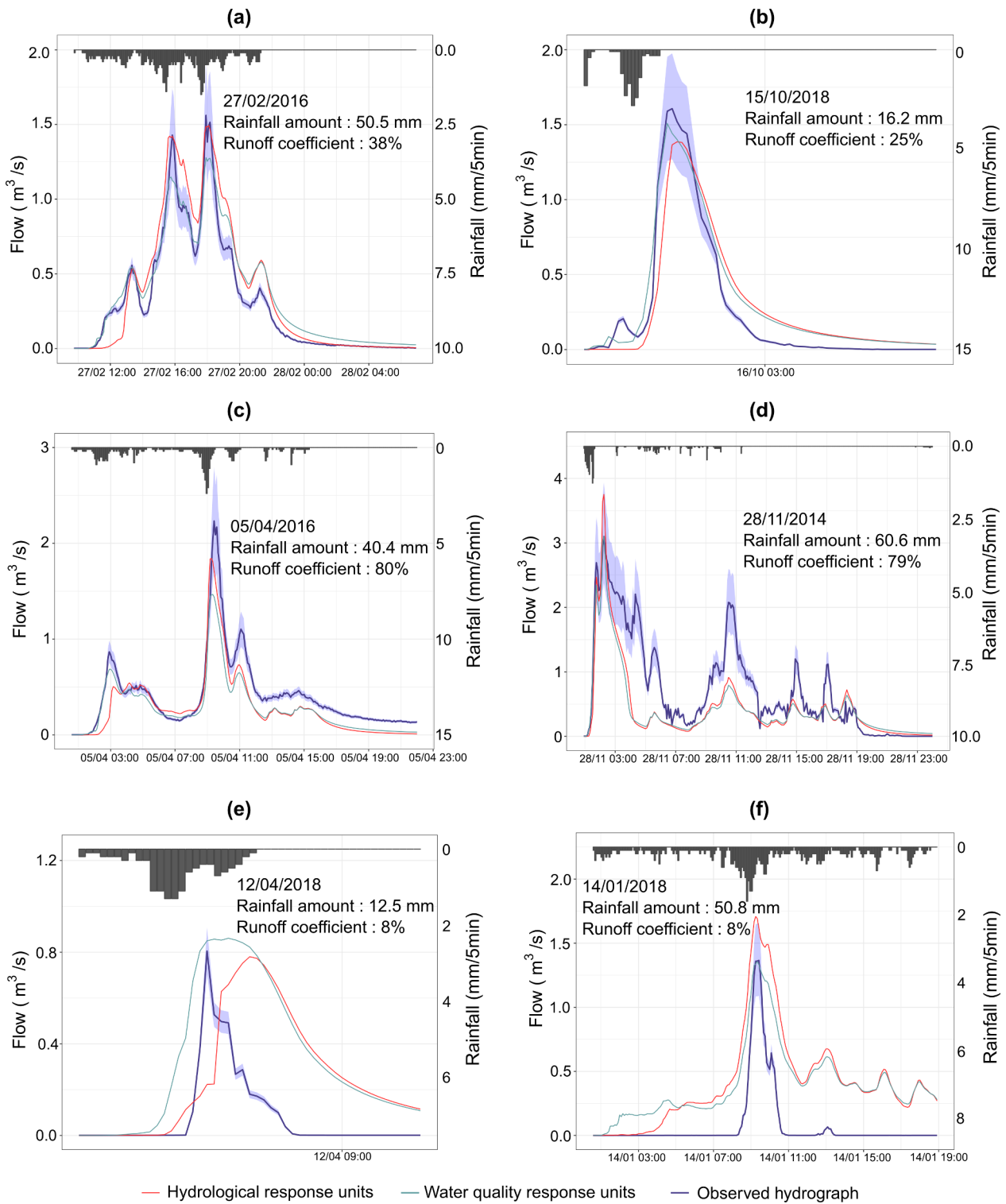


Fig. 8. Examples of observed and simulated hydrographs. The envelope curve represents the uncertainties associated with flow measurements. The computation time step of the model is 1 s.

Sandoval et al., 2018). Other water quality models have been developed, such as the conceptual runoff quality simulation model described by Crobeddu and Bennis (2011), however the performances are similar to the rating curve and exponential models. Also, Fraga et al. (2016) developed a modelling framework to improve the predictive ability of the exponential model by taking into account meteorological data, such as rainfall pH, duration, intensity and the number of antecedent dry days, and geometric features, such as the materials of the different

impervious surfaces. Nevertheless, this approach requires a large amount of data that can be difficult to obtain, especially in large urban catchments. Moreover, to be effective an increase of the spatial resolution of the model should coincide with a refined spatial description of the rainfall (Cristiano et al., 2019).

The method described in this paper affords the advantage of being applicable elsewhere from an existing land use map and a limited amount of hydrological data. Although the TSS are the only water

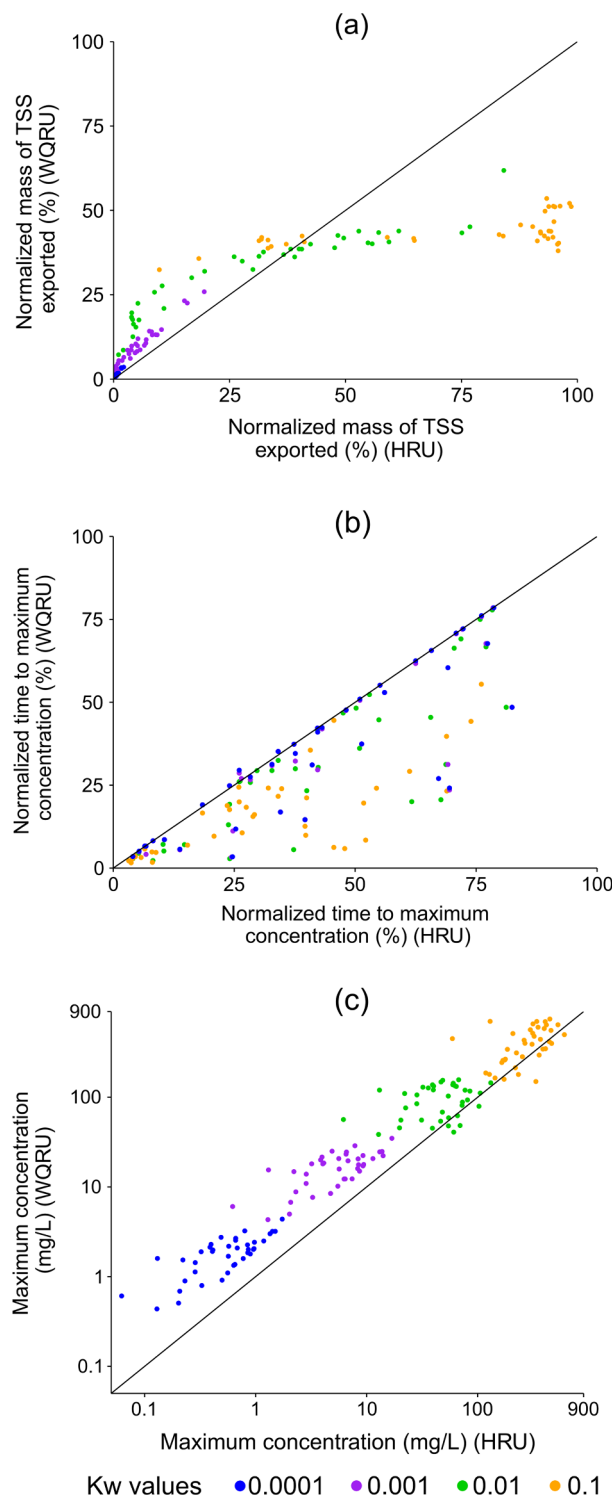


Fig. 9. Comparison of simulated pollutographs in the two model approaches; (a) Total mass of TSS exported divided by the initial amount of TSS (%); (b) Time between the beginning of the rainfall event and the maximum concentration divided by the event duration (%); (c) Maximum concentration.

quality variable considered into the modelling process, it gives information on various other pollutants. Even though no link can be established between TSS concentrations and other contaminants, it is known that minimizing the transfer of TSS also minimize the transfer of other pollutants such as PAHs and trace metals (Gasperi et al., 2014; Zgheib et al., 2012).

4. Conclusions

One of the major challenges related to water quality modelling is the representation of the spatial heterogeneity of urban land cover within hydrologic models. This paper pursues two objectives; (i) developing a time effective method of identifying homogeneous urban land cover types from an existing land use map and (ii) integrating these data into the modelling process by discretizing a catchment into Water Quality Response Units (WQRUs). In an attempt of opening opportunities to improve the modelling of TSS concentrations, the proposed method was developed to be easy to implement with a limited amount of data, time effective and transposable elsewhere. Firstly, the identification of WQRUs is performed through a stratified sampling method of land cover analysis developed from an openly available land use map. Secondly, the sensitivity of simulated discharges and TSS concentrations to land cover representation is assessed by comparing the discretization into WQRUs with a standard representation of a catchment as pervious and impervious surfaces. In the modelling process, the hydrologic parameters are pre-estimated according to physical considerations and a unique set of wash-off parameters is used in the two approaches. The methodology is tested within a mediterranean urban catchment.

The results are promising. They indicate that the performance of the land cover analysis is satisfactory in regards to the modelling requirements. The estimated roads and roof surfaces are associated to a relative error lower than 11% when compared a large scale geographic referential. Compared to numerous remote sensing approaches, the proposed method affords the advantage of being robust, time saving and easily applicable elsewhere with a minimum of resources. The comparative analysis of hydrological modelling shows that the discretization of a catchment as WQRUs enhances the hydrological outputs compared to the representation as pervious and impervious surfaces. The satisfactory representation of several observed events show that the pre-estimation of hydrologic parameters would be satisfactory and can be reproduced in other catchments, evenly ungauged catchments. Besides, the aggregation of similar homogeneous land cover types into WQRUs prevents unmanageable high level of catchment discretization. Regarding TSS simulations, the WQRUs provide higher flexibility for the calibration of the wash-off coefficients, as the dynamics of the pollutograph is sensitive to this parameter. Moreover, the wash-off parameters can be specified for each WQRU according to the properties of the considered urban surfaces.

A perspective of this work is a deep investigation of the uncertainties arising from the land cover analysis to assess their impacts on modelling outputs. Further research could also investigate the representation of urban land cover as WQRUs using other wash-off functions, infiltration methods or hydrologic models. Although this study focuses on TSS, dissolved pollutants could also be simulated using the WQRU representation. In such analysis, the types of pollutants accumulated within the WQRUs can be specified. Moreover, the pervious areas can be divided according to vegetation, soil and maintenance practices. Finally, the main future outlook of this work is the implementation of urban land use planning scenarios in the modelling process. Estimating ranges of runoff volume and TSS load reduction under several scenarios of best management practices could support urban runoff management.

CRedit authorship contribution statement

Marlène Rio: Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Validation, Visualization, Investigation, Writing - original draft, Writing - review & editing. **Christian Salles:** Conceptualization, Methodology, Supervision. **Flavie Cernesson:** Conceptualization, Methodology, Validation. **Pierre Marchand:** Investigation, Resources. **Marie-George Tournoud:** Conceptualization, Methodology, Supervision, Funding acquisition.

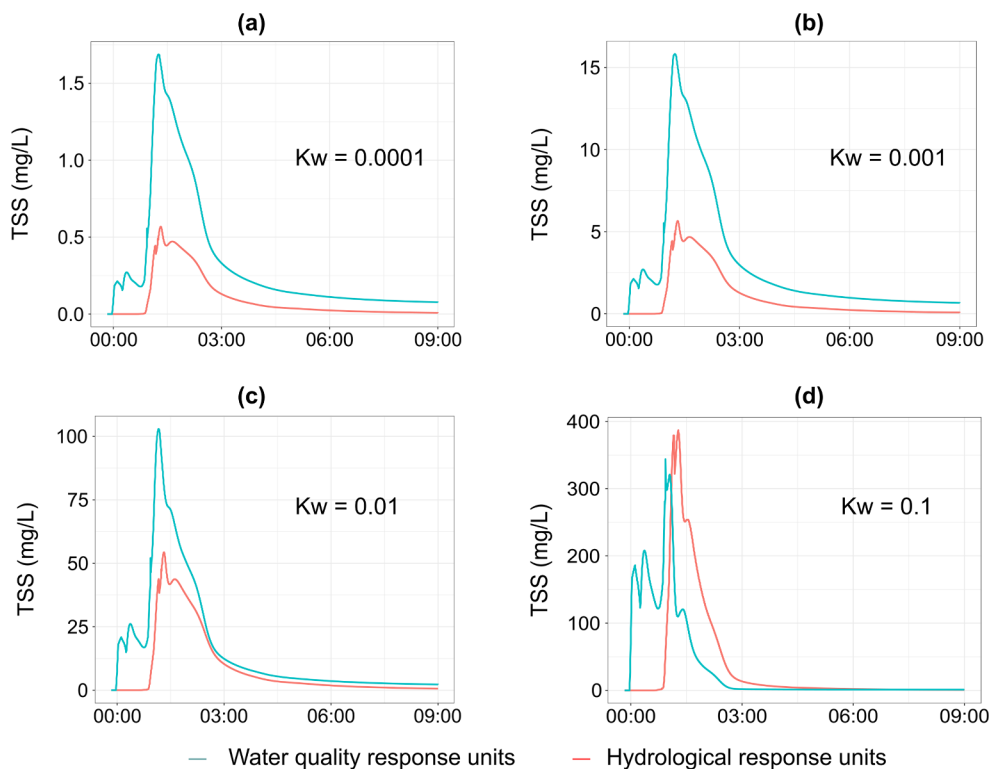


Fig. 10. Examples of simulated pollutographs corresponding to the event that occurred on October 15th 2018.

Declaration of Competing Interest

The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

Acknowledgments

This work was supported by funding provided by the Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) through a doctoral fellowship (Marlène Rio) from the Labex DRIIHM, French programme “Investissements d’Avenir” (ANR-11-LABX-0010) which is managed by the ANR. We also acknowledge Montpellier Méditerranée Métropole for the support and provided data.

References

- Ackerman, D., Stein, E.D., 2008. Estimating the variability and confidence of land use and imperviousness relationships at a regional scale. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 44 (4), 996–1008. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2008.00215.x>.
- Barco, O.J., Ciaponi, C., Papiri, S., 2004. Pollution in Storm Water Runoff. Two Cases: An Urban Catchment and a Highway Toll Gate Area. NOVATECH, 5th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management. Lyon, France, June, pp. 6–10.
- Beighley, R.E., Kargar, M., He, Y., 2009. Effects of impervious area estimation methods on simulated peak discharges. *J. Hydrol. Eng.* 14 (4), 388–398. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2009\)14:4\(388\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2009)14:4(388)).
- Bonhomme, C., Petrucci, G., 2017. Should we trust build-up/wash-off water quality models at the scale of urban catchments? *Water Res.* 108, 422–431. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.027>.
- Chankon, K., Iabchoon, S., Wongsai, S., 2015. Urban land use mapping based on object-based image analysis using worldview-3 satellite imagery. In: Proceedings of the 36th Asian Conference on Remote Sensing. Metro Manila, Philippines, October, pp. 19–23.
- Charters, F.J., Cochrane, T.A., O’Sullivan, A.D., 2016. Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate. *Sci. Total Environ.* 550, 265–272. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.093>.
- Chow, M.F., Yusop, Z., Toriman, M.E., 2012. Modelling runoff quantity and quality in tropical urban catchments using storm water management model. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 9 (4), 737–748. <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0092-0>.
- Cristiano, E., Veldhuis, M.C., Wright, D.B., Smith, J.A., Giesen, N., 2019. The influence of rainfall and catchment critical scales on urban hydrological response sensitivity. *Water Resour. Res.* 55 (4), 3375–3390. <https://doi.org/10.1029/2018WR024143>.
- Crobeddu, E., Bennis, S., 2011. A new model for simulating TSS washoff in urban areas. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2011, 1–9. <https://doi.org/10.1155/2011/318765>.
- Di Modugno, M., Gioia, A., Gorgoglione, A., Iacobellis, V., Ia Forgia, G., Piccinni, A.F., Ranieri, E., 2015. Build-Up/wash-off monitoring and assessment for sustainable management of first flush in an urban area. *Sustainability* 7 (5), 5050–5070. <https://doi.org/10.3390/su7055050>.
- Egodawatta, P., Thomas, E., Goonetilleke, A., 2007. Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surfaces using simulated rainfall. *Water Res.* 41 (13), 3025–3031. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.03.037>.
- Egodawatta, P., Thomas, E., Goonetilleke, A., 2009. Understanding the physical processes of pollutant build-up and wash-off on roof surfaces. *Sci. Total Environ.* 407 (6), 1834–1841. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.12.027>.
- Einstein, H.A., 1934. Der hydraulische oder profil radius. *Scherizer-isch Bauzeitung* 103 (8) (in German).
- Fallah Shorshani, M., Bonhomme, C., Petrucci, G., André, M., Seigneur, C., 2014. Road traffic impact on urban water quality: a step towards integrated traffic, air and stormwater modelling. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21 (8), 5297–5310. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2370-x>.
- Fletcher, T.D., Andrieu, H., Hamel, P., 2013. Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: a state of the art. *Adv. Water Resour.* 51, 261–279. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.09.001>.
- Fraga, I., Charters, F.J., O’Sullivan, A.D., Cochrane, T.A., 2016. A novel modelling framework to prioritize estimation of non-point source pollution parameters for quantifying pollutant origin and discharge in urban catchments. *J. Environ. Manage.* 167, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.003>.
- Gasperi, J., Sebastian, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Diallo Kessou Kessou, M., Saad, M., Schwartz, J.J., Dubois, P., Fratta, C., Wolff, H., Moilleron, R., Chebbo, G., Cren, C., Millet, M., Barraud, S., Gromaire, M.C., 2014. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three french catchments. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 21 (8), 5267–5281. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0>.
- Gorgoglione, A., Gioia, A., Iacobellis, V., Ferruccio Piccinni, A., Ranieri, E., 2016. A rationale for pollutograph evaluation in ungauged areas, using daily rainfall patterns: case studies of the apulian region in Southern Italy. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2016, 1–16. <https://doi.org/10.1155/2016/9327614>.
- Hong, Y., Bonhomme, C., Le, M.-H., Chebbo, G., 2016. New insights into the urban washoff process with detailed physical modelling. *Sci. Total Environ.* 573, 924–936. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.193>.
- Hossain, I., Imteaz, M., Gato-Trinidad, S., Shanableh, A., 2010. Development of a catchment water quality model for continuous simulations of pollutants build-up and wash-off. *Int. J. Environ. Ecol. Eng.* 4 (1), 11–18. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3777-2>.

- Jacqueminet, C., Kermadi, S., Michel, K., Béal, D., Gagnage, M., Branger, F., Jankowsky, S., Braud, I., 2013. Land cover mapping using aerial and vhr satellite images for distributed hydrological modelling of periurban catchments: application to the Yzeron Catchment (Lyon, France). *J. Hydrol.* 485, 68–83. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.028>.
- Krajewski, W.F., Kruger, A., Caracciolo, C., Golé, P., Barthes, L., Creutin, J.D., Delahaye, J.Y., Nikolopoulos, E.I., Ogden, F., Vinson, J.P., 2006. DEVEX-disdrometer evaluation experiment: Basic results and implications for hydrologic studies. *Adv. Water Resour.* 29, 807–814. doi: 10.1016/j.advwatres.2005.03.018.
- Liu, A., Goonetilleke, A., Egodawatta, P., 2012. Inherent Errors in Pollutant Build-up Estimation in Considering Urban Land Use as a Lumped Parameter. *Journal of Environmental Quality*, 41 (5), 1690–94. doi: 10.2134/jeq2011.0419.
- Liu, A., Egodawatta, P., Guan, Y., Goonetilleke, A., 2013. Influence of rainfall and catchment characteristics on urban stormwater quality. *Sci. Total Environ.* 444, 255–262. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.053>.
- Luo, X., Zhao, H., Liao, Y., Li, X., 2018. Evaluation of the methods for quantifying particle wash-off loadings in urban impervious surfaces at small scales. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 25 (7), 6969–6979. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1018-7>.
- Mancini, L., Formichetti, P., D'Angelo, A.M., Pierdominici, E., Sorace, A., Bottoni, P., Laconelli, M., Ferrari, C., Tancioni, L., Rossi, N., Rossi, A., 2005. Freshwater quality in urban areas: a case study from Rome, Italy. *Microchem. J.* 79 (1–2), 177–183. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2004.08.009>.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I. A discussion of principles. *J. Hydrol.* 10 (3), 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
- Niazi, M., Nietch, C., Maghrebi, M., Jackson, N., Bennett, B.R., Tryby, M., Massoudieh, A., 2017. Storm water management model: performance review and gap analysis. *J. Sustain. Water Built Environ.* 3 (2), 04017002. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000817>.
- Niemi, T.J., Kokkonen, T., Sillanpää, N., Setälä, H., Koivusalo, H., 2019. Automated urban rainfall-runoff model generation with detailed land cover and flow routing. *J. Hydrol. Eng.* 24 (5), 04019011. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001784](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001784).
- Perrin, J.L., Tournoud, M.G., 2009. Hydrological processes controlling flow generation in a small mediterranean catchment under Karstic influence. *Hydrol. Sci. J.* 54 (6), 1125–1140. <https://doi.org/10.1623/hysj.54.6.1125>.
- Petrucci, G., Bonhomme, C., 2014. The dilemma of spatial representation for urban hydrology semi-distributed modelling: trade-offs among complexity, calibration and geographical data. *J. Hydrol.* 517, 997–1007. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.06.019>.
- Rio, M., Salles, C., Rodier, C., Cantet, F., Marchand, P., Mosser, T., Cernesson, F., Monfort, P., Tournoud, M.-G., 2017. An empirical model to quantify fecal bacterial loadings to coastal areas: application in a Mediterranean context. *CR Geosci.* 349, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2017.09.005>.
- Rossman, L.A., 2010. Storm water management model user's manual, version 5.0. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA, Cincinnati, OH.
- Salmi, A., Ikonen, J., 2005. Piezoelectric precipitation sensor from Vaisala. In: *WMO Technical Conference on Instruments and Methods of Observation*. Bucharest, Romania, pp. 4–7.
- Salvadore, E., Bronders, J., Batelaan, O., 2015. Hydrological modelling of urbanized catchments: a review and future directions. *J. Hydrol.* 529, 62–81. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.06.028>.
- Sandoval, S., Vezzaro, L., Bertrand-Krajewski, J.-L., 2018. Revisiting conceptual stormwater quality models by reconstructing virtual state variables. *Water Sci. Technol.* 78 (3), 655–663. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.337>.
- Skotnicki, M., Sowiński, M., 2015. The influence of depression storage on runoff from impervious surface of urban catchment. *Urban Water J.* 12 (3), 207–218. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2013.839717>.
- Temprano, J., Arango, Ó., Cagiao, J., Suárez, J., Tejero, I., 2006. Stormwater quality calibration by SWMM: a case study in Northern Spain. *Water SA* 32 (1), 55–63. <https://doi.org/10.4314/wsa.v32i1.5240>.
- Tuomela, C., Sillanpää, N., Koivusalo, H., 2019. Assessment of stormwater pollutant loads and source area contributions with storm water management model (SWMM). *J. Environ. Manage.* 233 (March), 719–727. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.061>.
- Weng, Q., 2012. Remote sensing of impervious surfaces in the urban areas: requirements, methods, and trends. *Remote Sens. Environ.* 117, 34–49. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2011.02.030>.
- Wicke, D., Cochrane, T.A., O'Sullivan, A., 2012. Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces. *J. Environ. Manage.* 113, 347–354. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.09.005>.
- Wijesiri, B., Egodawatta, P., McGree, J., Goonetilleke, A., 2016. Assessing uncertainty in stormwater quality modelling. *Water Res.* 103, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.011>.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Res.* 46 (20), 6683–6692. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012>.
- Zoppou, C., 2001. Review of urban storm water models. *Environ. Modell. Software* 16 (3), 195–231. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(00\)00084-0](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(00)00084-0).

Annexe 5 : Canevas d'entretien

Thèmes généraux	Sous-thème	Questions précises
Missions de la structure	Rôle de la structure	-Rôle général de la structure ? -Intervention dans la prise de décisions concernant l'aménagement du territoire/la gestion des eaux pluviales ? -Interactions avec les autres acteurs ?
	Missions de la personne interrogée	-Quelles sont vos missions principales? -Intervenez-vous dans la définition des documents de planification ? -Avez-vous des missions liées à la qualité des environnements aquatiques en zone urbaine ?
Connaissance, Sensibilité et actions mises en place	Qualité de l'eau – ruissellement urbain	- Quels sont les enjeux/défis/problématiques majeurs liés à la qualité de l'eau -Quelles interactions entre le SAGE et le SCoT, PLU ?
	Mise en place d'actions de gestion de la qualité du ruissellement urbain	-Collecte et traitement des eaux de ruissellement issues de parkings et toitures ? -Réutilisation des eaux de pluie ? -Bassins de rétention ? -En quoi consiste le plan de désimperméabilisation mentionné dans le SCoT? -Comment les documents de planification prennent-ils en compte les objectifs du SAGE ? -Quelles mesures alternatives de traitement des eaux pluviales sont ou peuvent être mises en place ?
Comment la mise en œuvre des documents de planification est-elle influencée ?	Alternances politiques/Jeu d'acteurs	-Latitude dans la mise en place des plans du SAGE ? Interactions entre les acteurs ?
	Controverses, associations	-Influence des associations et habitants sur la mise en place des SCoT et PLU ?

Annexe 6 : Grille d'analyse des entretiens

Profil de l'interlocuteur (Catégorie d'acteur, missions, expérience)	
Connaissance de la problématique, sensibilité à la question de la qualité du ruissellement	
Sensibilité à la question du risque inondation	
Connaissance de l'actuelle prise en compte des pollutions liées au ruissellement urbain dans les documents de planification	
Perception de la latitude dans la définition et la mise en pratique des documents de planification	
Qu'est-ce que le plan de désimperméabilisation ?	
Connaissances et idées de solutions et d'urbanisation innovante (mention de ce qui se fait ailleurs ?)	
Volonté de développer une urbanisation innovante pour limiter les flux de contaminants : par quels outils, quelles contraintes sont liées ?	
Quels éléments à prendre en compte dans la définition des scénarii d'aménagement du territoire ?	

Annexe 7 : Article scientifique publié dans la revue Urban Water Journal

Rio, M., Salles, C., Tournoud, M-G., 2020. Modelling the effects of stormwater control measures on runoff volume and particulate load in urban catchments. Urban Water Journal, pp 1-12.



Modelling the effects of stormwater control measures on runoff volume and particulate load in urban catchments

Marlène Rio , Christian Salles & Marie-George Tournoud

To cite this article: Marlène Rio , Christian Salles & Marie-George Tournoud (2020): Modelling the effects of stormwater control measures on runoff volume and particulate load in urban catchments, Urban Water Journal, DOI: [10.1080/1573062X.2020.1860236](https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1860236)

To link to this article: <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1860236>



Published online: 22 Dec 2020.



Submit your article to this journal [↗](#)



View related articles [↗](#)



View Crossmark data [↗](#)

RESEARCH ARTICLE



Modelling the effects of stormwater control measures on runoff volume and particulate load in urban catchments

Marlène Rio, Christian Salles and Marie-George Tournoud

Cnrs, Ird, Hsm, Univ Montpellier, Montpellier, France

ABSTRACT

Today, urban stormwater management is moving towards Stormwater Control Measures (SCMs) that encourage water storage and infiltration to reduce urban runoff and contaminant transfer. Modelling tools are required to quantify SCMs benefits at catchment scale. Based on an original method of land cover representation in a rainfall-runoff model, this paper aims at assessing the impacts of permeable pavements and rooftop disconnection on runoff generation and Suspended Solids (SS) wash-off over urban surfaces. Six application catchments are delineated in a densely urbanised area of southern France as representatives of typical urban land uses. The results highlight significant reductions in runoff volume and SS loads, especially for the lowest return periods of the design storm. The scenarios' benefits are variable among the catchments, emphasising the importance of considering urban space specificities for prioritizing the implementation of SCMs. The proposed method can easily be transposed elsewhere and extended to large urban catchments.

ARTICLE HISTORY

Received 25 February 2020
Accepted 1 December 2020

KEYWORDS

Land cover changes; surface runoff; suspended solids wash-off; urbanised catchment; SWMM; design storms

1 Introduction

The continuous expansion of urban areas leads to an extreme increase of impervious cover that causes alterations in the hydrologic cycle and water contaminations. Anthropogenic activities such as road traffic generate various pollutants that are washed-off over urban surfaces during rainfall events (Czemiel Berndtsson 2014; Gasperi et al. 2014). To comply with the objectives of the Water Framework Directive and transform urban areas into resilient cities, decision-makers need reliable tools to assess the impacts of urbanisation and mitigation measures on stormwater quantity and quality.

To reduce urban runoff and contaminant transfer, integrated systems are increasingly developed to promote infiltration, storage and detention, evapotranspiration and pollutant removal (Ahiablame, Engel, and Chaubey 2012). Such practices are designated by numerous terms such as Low Impact Development, Water Sensitive Urban Design, Sustainable Urban Drainage Systems, or Stormwater Control Measures (Fletcher et al. 2015). They represent, among other, bio-retention systems, permeable pavements, green roofs, vegetative swales or even the disconnection of impervious surfaces (Ahiablame, Engel, and Chaubey 2012). As various contaminants are adsorbed on particulate matter, the Suspended Solids (SS) washed-off are associated with different types of contaminants according to urban surfaces. As an example, roads and car parks are major sources of PAHs and trace metals adsorbed on suspended solids (Egodawatta, Thomas, and Goonetilleke 2007; Tobio, Maniquiz-Redillas, and Kim 2015). Consequently, the reduction of SS leads to the reduction of other contaminants in stormwater runoff. Numerous local scale studies showed that Stormwater Control Measures (SCMs) have

the ability to effectively reduce peak flow and runoff volume as well as the transfer of contaminants such as total suspended solids, trace metals, nutrients, and bacteria (Golden and Hoghooghi 2018; Turco et al. 2020). Few studies also showed comparable results at catchment scale (Golden and Hoghooghi 2018; Yang and Li 2013).

Although the benefits of SCMs are widely investigated, the transition to sustainable drainage systems in urban areas has been slow. The modelling of SCMs is therefore increasingly developed to support decision-makers in effectively managing stormwater in urban areas. Various semi-distributed hydrologic models such as MOUSE or the Storm Water Management Model (SWMM) have the ability to model pollutant transfer and SCMs implementation (Elliott and Trowsdale 2007). They allow the representation of a collection of subcatchments connected to a drainage network. While conventional rainfall-runoff methods are employed for runoff generation, build-up/wash-off models are generally used for contaminant generation. Local SCMs such as green roofs, permeable pavements, swales or rain gardens can then be integrated through LID modules. Numerous researchers use the SWMM to assess the benefits of SCMs on runoff quantity and quality. For example, Palla and Gnecco (2019) highlighted the positive impacts of green roofs on runoff volume and peak flow under different climatic conditions using the SWMM green roof module. Rezaei et al. (2019) showed that vegetative swales and rain gardens can significantly reduce water quantity and enhance the removal of total nitrogen and SS in urban runoff. Also, the benefits of rain gardens, infiltration trenches, green roofs, permeable pavements, rain barrels and low-elevation greenbelts on runoff and concentrations of suspended solids and nutrients were quantified by Li et al. (2020).

Despite the expanding interest in assessing the benefits of SCMs in urban areas, their modelling currently faces significant limitations. One of the most critical challenge remains the representation of SCMs at catchment scale (Elliott and Trowsdale 2007; Golden and Hoghooghi 2018). Firstly, the up-scaling of local studies that use LID modules in hydrologic models is difficult due to the numerous parameters generally required that may not be extendable to the catchment scale (Guo et al. 2019; Rosa, Clausen, and Dietz 2015). Secondly, the arrangement and combinations of SCMs within urban spaces have a significant influence on the reduction of runoff and pollutant wash-off at the catchment outlet (Ahiablame, Engel, and Chaubey 2012; Tuomela et al. 2019). Thirdly, assessing the impacts of SCMs on pollutant concentrations is tricky as the calibration of water quality models at catchment scale is challenging even without considering SCMs. Although researchers undertook the calibration of SS wash-off models (Barco, Ciaponi, and Papiri 2004; Chow, Yusop, and Toriman 2012; Di Modugno et al. 2015), recent studies highlighted the difficulty of representing build-up and wash-off processes over long-term simulations within heterogeneous catchments (Bonhomme and Petrucci 2017; Sandoval, Vezzano, and Bertrand-Krajewski 2018). The identification of homogeneous land cover types is therefore identified as one of the most crucial points to improve the modelling of particulate concentrations (Liu et al. 2013; Petrucci and Bonhomme 2014). Therefore, assessing the impacts of SCMs on SS wash-off at the outlet of urban catchments needs simple and reliable SCMs' modelling methods that have the ability to (1) represent the land cover in urban areas, (2) be scalable to large catchments, (3) require limited parametrisation and few observed data. As proposed by Rio et al. (2020), an urban catchment, whatever its size is, can be easily discretized into homogeneous land cover elements, according to their build-up/wash-off properties (roofs, roads, pervious areas, ...). This discretisation of space has been shown to keep good performances for event-based rainfall-runoff simulations in the SWMM model.

In this context, this study aims at testing the efficiency of this modelling approach to evaluate the benefits of simple SCMs on large urban catchments, in terms of runoff generation and SS wash-off. The test is carried out on six application basins selected in the urban metropolis of Montpellier (South of France), with a surface area ranging from 5 to 20 ha and different types and densities of urbanisation. The benefits of SCMs are assessed by comparing SS loads before and after their implementation. Two simple types of SCMs are tested: permeable pavements and roof disconnection, both of which are easy to integrate into an already urbanised environment. The questions underlying this study are (1) how do the benefits of SCMs vary between catchments with different urban land cover and (2) what is the influence of the design rainfall return period on the benefits of SCMs?

2 Materials and methods

2.1 Presentation of the hydrologic model

The Storm Water Management Model (SWMM) has been selected for this study to simulate event-based runoff quantity and

particulate wash-off in urban areas. Widely described by Rossman (2010), SWMM is a dynamic rainfall-runoff simulation model that integrates a water quality module and have the ability to assess the impacts of SCMs on runoff through LID modules.

In the rainfall-runoff module, a catchment is conceptualised as a rectangular surface with a uniform slope and width that is connected to the drainage network. Three hydrological land covers are defined: pervious (characterised by infiltration parameters), impervious and impervious with no depression storage. In the water quality module, pollutant concentrations in runoff flows are simulated through build-up and wash-off equations that can be associated with land covers, defined within the catchment as percentages of the total area. Three empirical models are proposed to simulate build-up processes: power function, exponential and saturation. The wash-off processes can be simulated through exponential, rating curve or event mean concentration models.

Previous research emphasised the difficulty to model pollutant concentrations in runoff when the catchment is only discretised in terms of runoff processes as it is usually done in the SWMM model (Liu et al. 2013; Petrucci and Bonhomme 2014). Also, the spatial arrangement of SCMs within urban spaces has a significant influence on their benefits at the catchment scale (Tuomela et al. 2019). An accurate discretisation of urban land cover according to build-up/wash-off processes is therefore needed to properly assess the benefits of SCMs. Rio et al. (2020) proposed to discretize urban land covers into homogeneous urban surfaces, called Water Quality Response Units (WQRUs). Impervious surfaces are divided according to the types and levels of contaminants that they release and their hydrological behaviour that influences wash-off processes. While rooftops are known to release significant amounts of SS and trace metals, a distinction is made between flat and sloped roofs as runoff generation processes differs from these surfaces. Similarly, while SS, trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons are generated by road traffic (Egodawatta, Thomas, and Goonetilleke 2007), the average slope of roads is significantly different from the car parks that are generally flat. The remaining impervious surfaces with no road traffic such as public squares, sidewalks, or even cycle tracks have no particular hydrological features and are finally clustered. Pervious urban areas such as grassed areas, bare soils, gardens, squares, parks and cemeteries are aggregated into a unique WQRU type, with the same curve number coefficient. Moreover, as no infiltration takes place in waterbodies such as swimming pools and ponds, they are considered as impervious areas with high values of initial losses.

This study focuses on the impacts of SCMs on runoff generation and SS wash-off over urban surfaces at event scale and does not consider transfer processes within the drainage network. The discretisation of a catchment as WQRUs in the SWMM consists in defining rectangular units corresponding to the homogeneous land cover types with geometrical dimensions computed from the catchment characteristics. As done by Rio et al. (2020), seven WQRUs are defined. Each type of land cover is characterized by a set of pre-estimated parameters for surface runoff (longest flow path, slope (%), Manning coefficient, depression storage), plus in case of pervious areas, parameters for infiltration processes, selecting the

Curve Number method for infiltration processes, in an event-driven mode. The pre-estimated parameters for the runoff-rainfall model are presented in Table 1. Whereas the flow path length of the catchment is associated to the WQRU representing the roads, the ratio of the flow path length and width of the catchment is kept for the pedestrian areas, car parks, flat roofs and pervious areas. Fixed values of flow path lengths are associated with sloped roofs and water bodies as they are most of the time linked to regional habits. The catchment slope is attributed to all the WQRUs except for sloped roofs, flat roofs and car parks. The Manning coefficients and depression storages are computed from estimates of materials roughness and degradation. Regarding flat roofs, a high value of depression storage is fixed as they can be designed to store water. Finally, the Curve Number is chosen according to the main soil type of the application catchments, considering antecedent low soil moisture conditions. Additional details about the pre-estimation of hydrological parameters and their sensitivity on runoff hydrographs can be found in Rio et al. (2020).

In this paper, SS concentrations are simulated using the exponential wash-off model. The amount of SS available at the beginning of each simulation event is chosen from the literature (Chow, Yusop, and Toriman 2012; Rossman 2010). The wash-off at the outlet of a catchment results from the sum of the wash-off over the WQRUs following Equation 1:

$$w(t) = \sum_{i=1}^N K_{wi} * q_i(t)^2 * m_{bi}(t) \quad (1)$$

where $w(t)$ ($\text{kg} \cdot \text{h}^{-1}$) is the rate of wash-off at time t , i is the summation index ranging from 1 to N , corresponding to the number of WQRUs, K_{wi} ($\text{h} \cdot \text{mm}^{-2}$) is a wash-off coefficient associated to the i -th WQRU, $q_i(t)$ ($\text{mm} \cdot \text{h}^{-1}$) is the runoff rate over the i -th WQRU at time t , and $m_{bi}(t)$ (kg) is the amount of build-up remaining on the i -th WQRU at time t . The computation time-step is 1 second. $q(t)^2$ represents the kinetic energy of the runoff. The value of K_{wi} is assumed to be identical over the different WQRUs. The value of K_{wi} is also constant throughout the event-driven simulation, considering that SS wash-off is not affected during the wetting of the soil, since mechanical stress is the main driver of sediment removal (Hatt, Fletcher, and Deletic 2007). The simulations are run for different values of K_w being [10^{-4} ; 10^{-3} ; 10^{-2}] ($\text{h} \cdot \text{mm}^{-2}$). This interval was defined according to the literature (Rossman 2010).

2.2 Scenarios of stormwater control measures and modelling assumptions

Two basic SCMs are tested within the WQRUs of the application catchments: implementation of permeable pavements over impervious surfaces and disconnection of rooftops. Such SCMs are easy to integrate in an already urbanised environment. While the rooftop disconnection consists in transferring the runoff to pervious areas, the implementation of permeable pavements consists of converting impervious surfaces into porous pavements that allow infiltration into the soil.

Runoff volumes and SS loads are simulated on the six application catchments, considering WQRUs first at their initial state

(no SCMs), then at modified state (with SCMs). The SCMs benefits are assessed through runoff volume reduction and SS load reduction. As shown by Rio et al. (2020), runoff hydrographs simulated with pre-estimated hydrological parameters, correctly represent the observations (in terms of volumes, peak flow, Nash coefficient), for the majority of the rainfall events tested. It can therefore be assumed that the model provides a satisfactory representation of the reduction in runoff volumes due to SCM implementation. There are no observed SS load data available to pre-estimate the wash-off K_w coefficient. The reduction of the SS load is therefore discussed in terms of the range of variation which is defined by the maximum and minimum of the reduction of the SS load obtained in the range of K_w values. The sensitivity of the model results to the values of the K_w parameter is explored. The impacts of the scenarios are analysed on event-driven simulations performed with design storm.

The SWMM LID editor is not used, as numerous parameters are required that can be inappropriate for an application at catchment scale (Guo et al. 2019). Moreover, researchers showed that the SWMM LID editor may not be always appropriate for the modelling of SCMs such as rain barrel and permeable pavements (Campisano, Catania, and Modica 2017; Zhang and Guo 2015). The disconnection of rooftops is simulated by redirecting the runoff from sloped roofs to pervious areas. The implementation of permeable pavements applied to the roads, car parks and pedestrian areas is modelled through the modification of hydrologic parameters associated to the targeted WQRU. The corresponding changes in hydrologic parameters of the different WQRUs are presented in Table 1. No evolution of K_w is considered in the scenarios, consequently the wash-off equation is considered to be the same over an impervious surface and a permeable pavement. All the scenarios are applied on both 50% and 100% of the surface of the considered WQRU, except from the roads within which the implementation of permeable pavements is tested for 30% and 70% of the surface. These lower percentages were defined by considering the difficulty of building and maintaining permeable roads at reasonable costs.

When a scenario is applied within a fraction of a WQRU, the latter is divided into two sub-units. The flow path lengths of the two sub-units are identical to the original WQRU to keep the same simulated hydrograph. Two types of permeable pavements are considered in the scenarios. Firstly, porous asphalt is chosen for roads and pedestrian areas, as it is the most appropriate to support road traffic and the most suitable for walking. The Manning coefficient associated with porous asphalt is higher than impervious roads, as the roughness is increased. Similarly, the depression storage is higher. Secondly, interlocking pavements are chosen for car parks. The Manning coefficient and depression storage are higher than for porous asphalt. Both types of permeable pavements are associated with the same curve number value as all other permeable areas. Although many options and designs are available for the implementation of permeable pavements, generic parameters are defined in this study. The sensitivity of simulated SS concentration to the Manning coefficient, depression storage and curve number appeared to be

Table 1. Hydrologic parameters associated with the WQRUs.

	Initial Water quality response units					SCMs applied on Water quality response units				
	Roads	Sloped roofs	Flat roofs	Car parks	Pedestrian areas	Pervious areas	Water bodies	Permeable roads	Permeable car parks	Permeable pedestrian areas
Surface (ha)	Defined from the stratified sampling method of land cover analysis (Rio et al. 2020)									
Longest flow path (m)	Longest flow path of the catchment	Assessed from local legislation (12)	Assessed from local regulation (30)	Same length-width ratio as the whole catchment	Average slope of the catchment	Average slope of the catchment	10	Longest flow path of the catchment	Same length-width ratio as the whole catchment	Average slope of the catchment
Slope (%)	100	0.01	100	One tenth of the average slope of the catchment	100	0	-	Average slope of the catchment	One tenth of the average slope of the catchment	Average slope of the catchment
Impervious surfaces (%)	100	100	100	100	100	100	100	0	0	0
Manning coefficient	0.033	0.017	0.05	0.033	0.025	0.05	-	0.04	0.05	0.04
Depression storage (mm)	1	0	20	1	0.5	8	150	1.5	2	1.5
Curve number	-	-	-	-	-	50	-	50	50	50

negligible compared to the influence of the parameters associated to the wash-off model (Li et al. 2020; Rezaei et al. 2019).

2.3 Application catchments and available data

Application catchments are selected to be representative of a major land use type, in the densely urbanised metropolis of Montpellier (latitude 43.6° North; longitude 3.8833° East; population 465,000 inhabitants, Mediterranean climate). We present here the application done on six urbanised catchments representative of major urban public infrastructures, residential areas and old city centre. Figure 1 presents their characteristics (area, shape, land cover) and their WQRU representations in the SWMM hydrologic model. The two catchments called major infrastructures 1 and 2 (MI1 & MI2) represent a hospital area

and a university campus, respectively. They present similar proportions of pervious areas, sloped roofs, roads and pedestrian areas. However, the car parks are more important in MI1 while MI2 is characterised by a larger proportion of flat roofs. The land cover is more heterogeneous among the residential catchments, defined as collective, high-density, and low-density housing (RA-C, RA-HD and RA-LD, respectively). Unsurprisingly, the catchment RA-LD is characterised by the largest surface of pervious areas and the lowest percentages of flat roofs and car parks. Whereas the impervious cover is increased in RA-HD, it reaches 70% of the total surface in RA-C. The proportion of sloped roofs is higher in RA-HD as it is mostly composed by individual houses, while the presence of collective buildings in RA-C leads to more important surfaces of flat roofs and car parks. Finally, the old city centre (OCC) is the

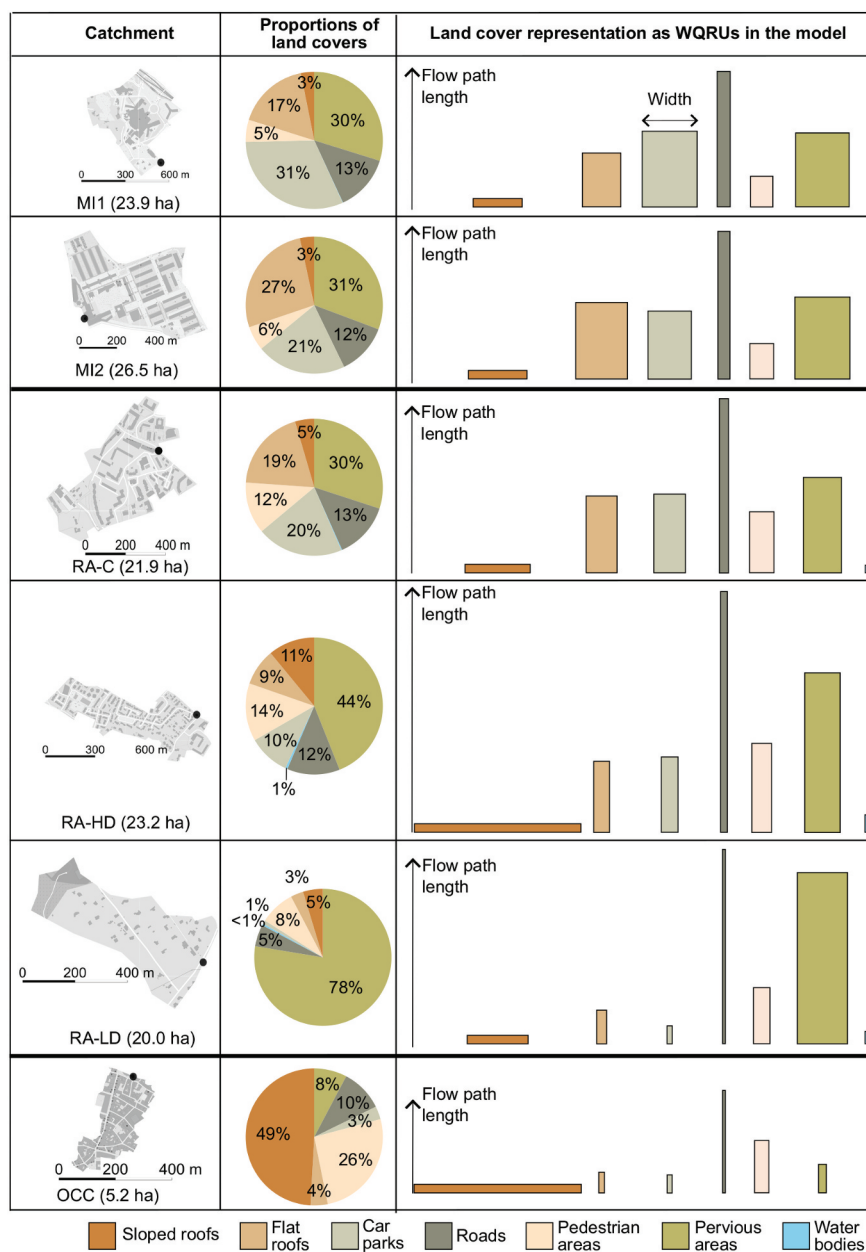


Figure 1. Land cover and characteristics of the six application catchments. The urbanization types are: Major Infrastructure (MI1 and MI2), Residential Area Collective (RA-C), low density (RA-LD) and high density (RA-HD) and part of the Old City Center (OCC). The black dot points the catchment outlet location.

most impervious catchment, with a high proportion of sloped roofs and pedestrian areas.

The SWMM simulations are performed for design storms of four return periods: 0.5, 1, 2 and 5 years. Based on a 4 h-duration, the synthetic hyetographs were computed by the Chicago method (Kiefer and Chu 1957). The intensity-duration-frequency curves were provided by Montpellier Méditerranée Métropole.

3 Results

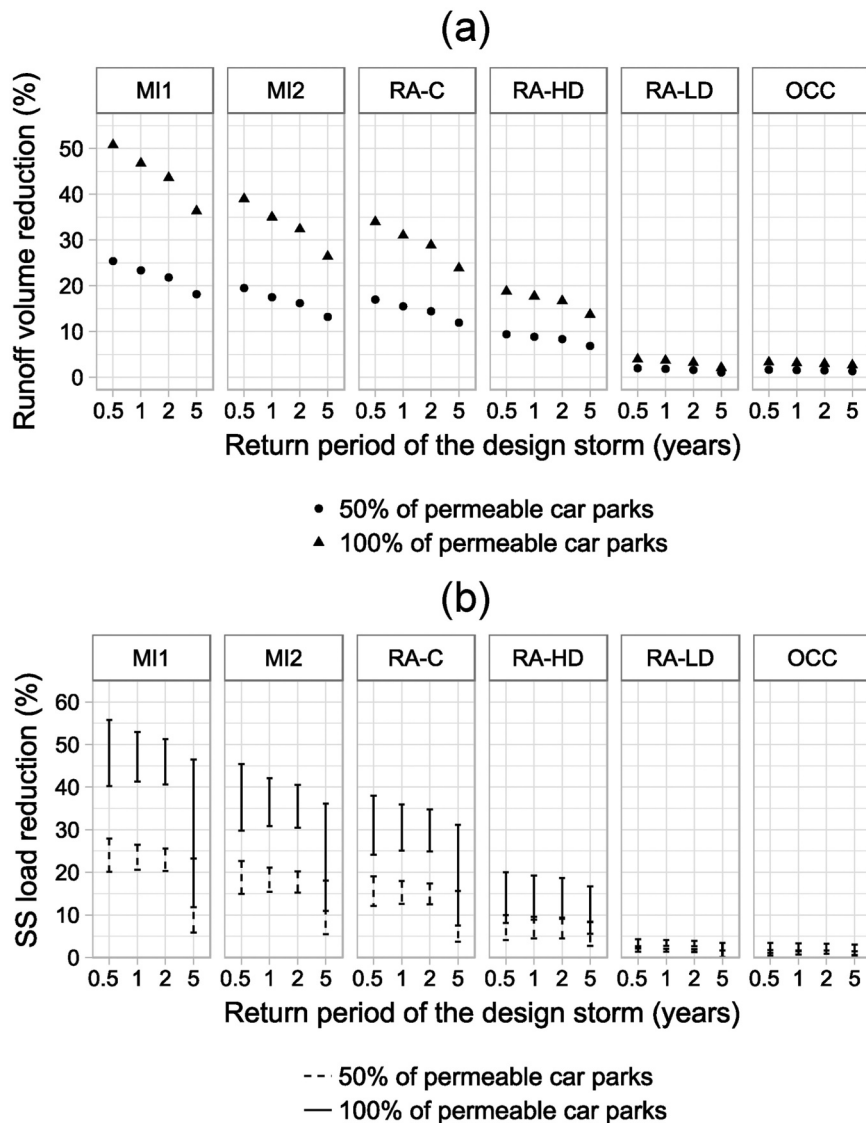
The benefits of permeable pavements and rooftop disconnection applied within the WQRUs are analysed in terms of runoff volume and SS load reductions for the considered design storms. To compare the four different scenarios, the results

are presented through a set of four figures (Figures 2–5) with identical layouts, scale and unit. Part (a) of the figures shows the percentage of runoff volume reduction within each catchment for the different return periods of the design storm, while part (b) shows the variation range of SS load reduction, expressed as a percentage, within each catchments for the different return periods of the design storm.

3.1 Permeable pavements implemented within car parks

Figure 2 presents the runoff volume and SS load reductions induced by the implementation of permeable car parks.

On Figure 2(a), the highest reductions in runoff volume are observed within major infrastructures (MI1 & MI2) and



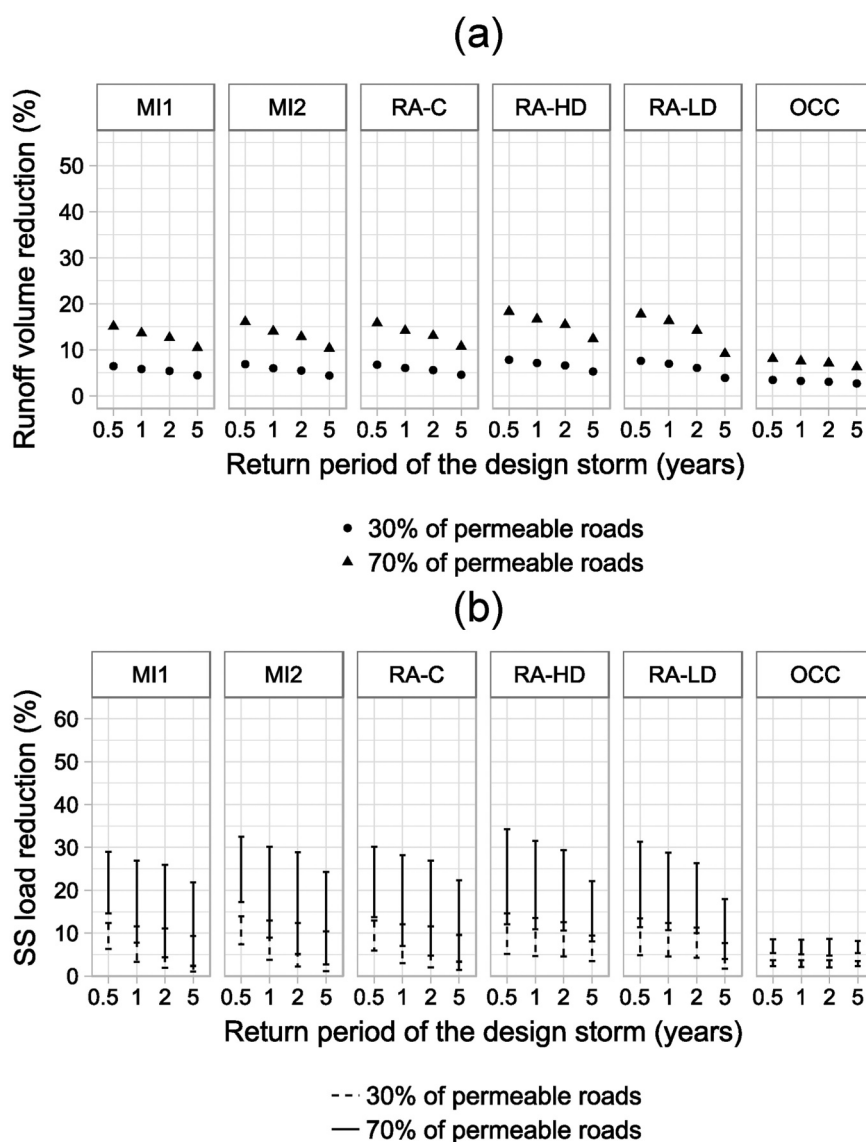
Catchment names

MI1: Major Infrastructures 1 RA-C: Residential Areas - Collective

MI2: Major Infrastructures 2 RA-HD: Residential Areas - High Density

OCC: Old City Center RA-LD: Residential Areas - Low Density

Figure 2. Implementation of 50% and 100% of permeable pavements within car parks. (a) Resulting runoff volume reduction (%) in the catchments (b) Resulting SS load reduction (%) in the catchments.



Catchment names

MI1: Major Infrastructures 1 RA-C: Residential Areas - Collective
 MI2: Major Infrastructures 2 RA-HD: Residential Areas - High Density
 OCC: Old City Center RA-LD: Residential Areas - Low Density

Figure 3. Implementation of 30% and 70% of permeable pavements within roads. (a) Resulting runoff volume reduction (%) in the catchments (b) Resulting SS load reduction (%) in the catchments.

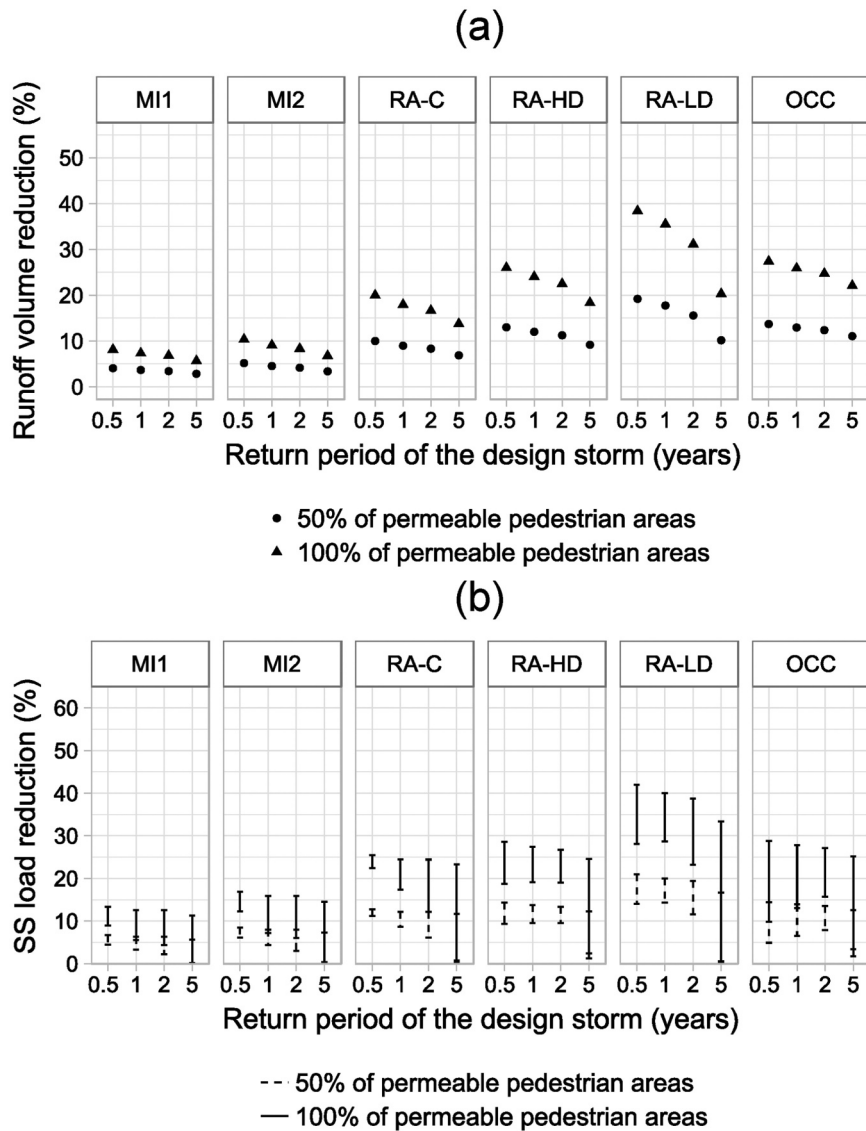
collective housing (RA-C). The proportion of car parks is higher in these catchments (20 to 31% of the total surface). On the contrary, low reduction in runoff volume is observed within low-density residential areas (RA-LD) and old city centre (OCC) as the car parks encompass extremely small areas in these catchments (<3% of the total surface). On Figure 2(b), similar results are showed for SS load reduction. In major infrastructures and collective residential areas, SS loads are already significantly reduced when 50% of the car parks are permeable. Except for the return period of 5 years, the improvement is even more noticeable when permeable pavements cover 100% of the car parks. As an example, the mass of SS washed-off in MI1 is reduced by 40 to 56% while the car parks encompass only 31% of the total surface of the

catchment. Nevertheless, the results are more contrasted for the return period of 5 years, as the variation range of SS load reduction is wider. In all the catchments the runoff volume and SS load reductions are higher for the return period of 6 months and lower for the return period of 5 years, highlighting that permeable pavements are most beneficial for the small storm events.

3.2 Permeable pavements implemented within roads

Figure 3 presents the benefits of permeable pavements implemented within 30% and 70% of roads.

When 70% of roads become permeable, between 10 and 20% of runoff volume reduction is observed at the outlet of all the



Catchment names

MI1: Major Infrastructures 1 RA-C: Residential Areas - Collective
 MI2: Major Infrastructures 2 RA-HD: Residential Areas - High Density
 OCC: Old City Center RA-LD: Residential Areas - Low Density

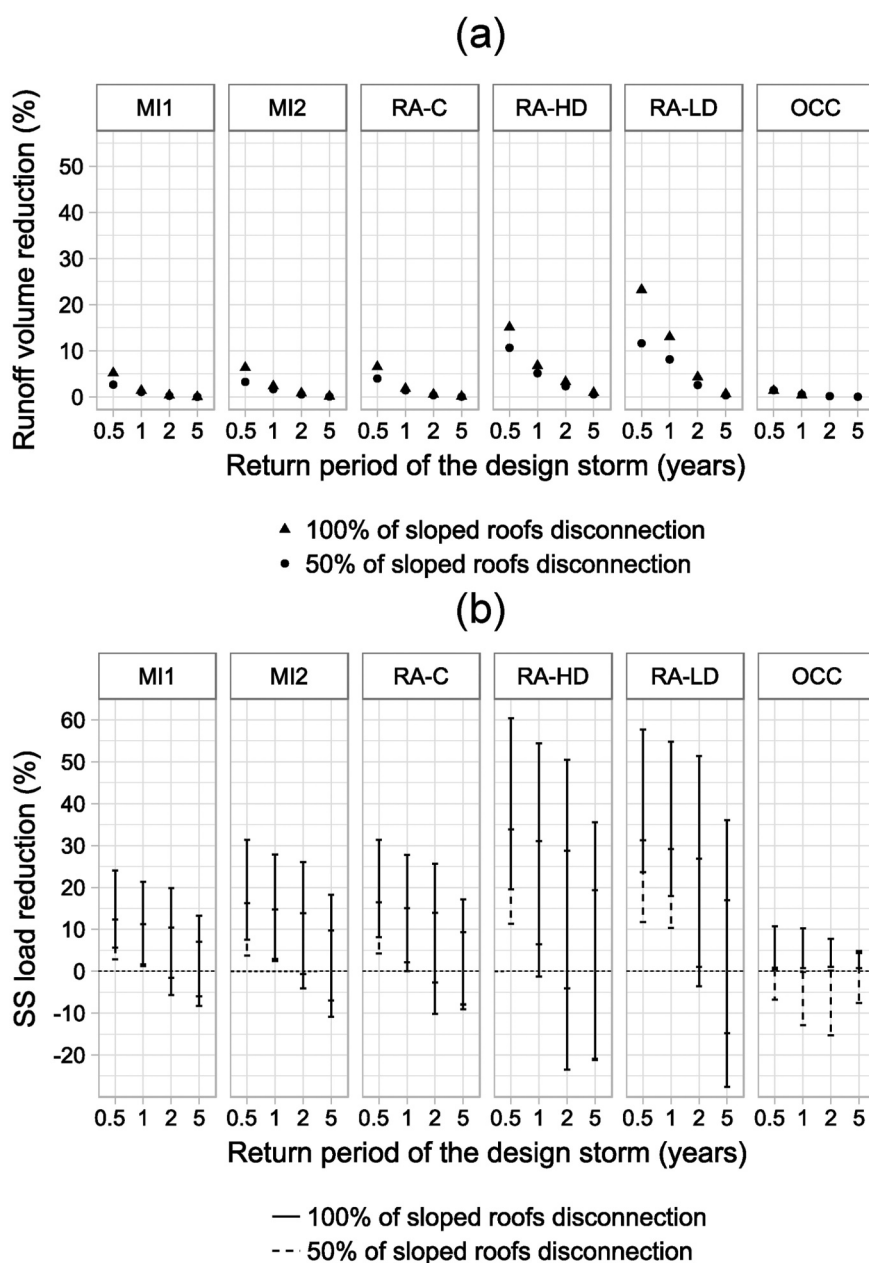
Figure 4. Implementation of 50% and 100% of permeable pavements within pedestrian areas. (a) Resulting runoff volume reduction (%) in the catchments (b) Resulting SS load reduction (%) in the catchments.

catchments except for the old city centre, where the runoff volume reduction is less than 10% (Figure 3(a)). In all the catchments, the roads represent between 10 and 13% of the total surface, except from the low-density residential area where only 5% of the surface is covered by roads. However, this catchment is mainly covered by pervious areas, thus the surface of roads still represents 23% of the impervious surfaces, which are the main contributors to runoff generation and SS wash-off. On the contrary, the old city centre is a highly impervious catchment. Although the roads represent 10% of its total surface, their contribution to runoff generation and SS wash-off is proportionally lower than in the other catchments. Figure 3(b) shows that the maximum SS load reductions are lower in the old city centre than in the other catchments. Further, the SS load reduction varies from 1 to 34% among the catchments for the

considered design storms. The reduction of SS load is globally higher when 70% of the roads are permeable compared to 30%. However, no distinct separation can be established between these two scenarios. Similarly to the permeable car parks, the runoff volume reduction and the maximum SS load reduction from permeable roads are higher when the return period of the design storm is 6 months compared to 5 years.

3.3 Permeable pavements implemented within pedestrian areas

The runoff volume and SS load reductions from permeable pavements implemented within pedestrian areas are presented in Figure 4.



Catchment names

MI1: Major Infrastructures 1 RA-C: Residential Areas - Collective

MI2: Major Infrastructures 2 RA-HD: Residential Areas - High Density

OCC: Old City Center RA-LD: Residential Areas - Low Density

Figure 5. Disconnection of sloped roofs. (a) Resulting runoff volume reduction (%) in the catchments (b) Resulting SS load reduction (%) in the catchments.

Contrarily to car parks, pedestrian areas are the most beneficial in high- and low-density residential areas and old city centre. When 100% of pedestrian areas are permeable, 18 to 38% of runoff volume reduction are observed in these three catchments (Figure 4(a)). For return periods of 0.5, 1 and 2 years, the SS load reduction is significant even when only 50% of the pedestrian areas are converted into permeable pavements (Figure 4(b)). The benefits are highest in the low-density residential areas, although the pedestrian areas in this catchment is only 8% of the total surface. However, as the catchment is highly pervious, the pedestrian areas represent

a significant part of impervious surfaces, which contribute the most to runoff generation and SS loads. Regarding the old city centre, pedestrian areas represent 26% of the total surface, and are consequently the most appropriate scenario to apply within this type of catchment. Unsurprisingly, the benefits are lowest in major infrastructures, as pedestrian areas represent less than 6% of the catchment surface. While the design storm of 6-month return period presents higher runoff volume reduction than the 5-years return period, no conclusion can be drawn from the variation ranges of SS load reduction. Regarding the return period of 5 years, the benefits of permeable pedestrian

areas cannot be significantly highlighted as the variation range of SS load reduction starts from 0%.

3.4 Rooftop disconnection

Figure 5 presents the runoff volume and SS load reductions obtained after the disconnection of 50% and 100% of sloped roofs.

In all the six catchments, no reduction in runoff volume is observable for the return period of 5 years while the higher reductions are simulated under the design storm of 0.5-year return period (Figure 5(a)). It is noteworthy that for the return period of 6 months, pervious areas infiltrate the runoff from sloped roofs in addition to the direct rainfall. On the contrary, the maximum infiltration rate is reached under the design storm of 5-years return period, consequently the runoff from sloped roofs cannot be infiltrated and flows directly to the outlet. The highest runoff volume reductions are observed in high- and low-density residential areas. These catchments presents the largest proportion of both pervious areas and sloped roofs. The benefits are lower in collective residential areas as the roofs are mainly flat. Also, in major infrastructures, the sloped roofs represent a small fraction of the total surface (3%). Finally in the old city centre, although the sloped roofs represent 49% of the catchment, the pervious areas are so small that they cannot infiltrate all the runoff from the sloped roofs, even for the return period of 6 months. Regarding the SS load reduction (Figure 5(b)), negative values are obtained, indicating that the SS wash-off may be increased when disconnecting sloped roofs. This unexpected result is explained by the structure of the exponential wash-off model, within which the wash-off rate is proportional to the square of the runoff rate $q(t)^2$ and the remaining amount of build-up $mb(t)$. Indeed, when the runoff from the sloped roofs is directed to pervious areas, if the maximum infiltration rate is already reached, both the runoff quantity and the amount of SS are increased over pervious areas. On the contrary, when the runoff from sloped roofs is partially or completely infiltrated over pervious areas, the SS load can be significantly reduced, especially in residential areas.

4 Discussion

The results show the benefits of permeable pavements and rooftop disconnection according to the land cover of catchments. Significant reductions in runoff volume and SS loads are achieved in the scenarios. It appears that the land cover is highly related to runoff volume and SS load reductions. While in the catchments called 'major infrastructures', the most beneficial scenario is the implementation of permeable car parks, permeable pedestrian areas are more appropriate in the old city centre. The results are also contrasted between residential areas, being collective, high-density or low-density housing. The runoff volume and SS load reductions are related to the area encompassed by the corresponding urban surface and the proportion of impervious areas in the catchment. Consequently, priorities in implementing SCMs should be given according to the specificity of urban spaces land cover. This is confirmed by recent research that highlighted the importance of the arrangement and combinations of SCMs to reduce runoff and pollutants at local and

catchment scale (Golden and Hoghooghi 2018; Tuomela et al. 2019). In accordance to previous works (Li et al. 2020; Rezaei et al. 2019), this study also shows the highest reductions in runoff volume and SS loads for the smallest return periods. However, different scenarios of permeable pavements indicate that significant reductions in runoff volume and SS loads can be achieved even under a design storm of 5-years return period, opening perspectives in reducing runoff volumes and contaminant transfer attached to particles in urban areas even during intense storms.

It worth noting that this work highlights the reduction of direct SS inputs into the storm drainage network by reducing runoff volumes. However, SCMs such as permeable pavements and rooftop disconnection also limit sewage overflows (Gong et al. 2019). Moreover, minimising SS concentrations is related to the reduction of numerous other pollutants such as trace metals and PAHs (Czemiel Berndtsson 2014; Gasperi et al. 2014; Zgheib, Moilleron, and Chebbo 2012). Other studies also showed that SCMs have an impact on the concentrations of nutrients, trace metals or even bacteria (Ahiablame, Engel, and Chaubey 2012; Golden and Hoghooghi 2018; Turco et al. 2020).

Our modelling approach is associated with some limitations. A broader interval of values defined for the wash-off coefficient K_w may influence the results. However, K_w values lower than $10^{-4} \text{ h.mm}^{-2}$ lead to an insignificant mass of SS washed-off over the WQRUs, while K_w values higher than $10^{-2} \text{ h.mm}^{-2}$ lead to the wash-off of the entire mass of SS over the WQRUs. As an example, Figure 6 presents the percentage of SS washed-off over the catchment called 'Major infrastructures 1' and its different WQRUs according to the value of K_w . It appears that no mass of SS is exported to the outlet when K_w is low, while for high values of K_w the exponential wash-off model is able to simulate the exportation of the entire mass of SS initially available. However, these outputs have no physical meaning as previous studies showed that only a fraction of pollutants can be washed-off during a storm event (Egodawatta, Thomas, and Goonetilleke 2007). Consequently, within the variation range chosen for K_w in this study (10^{-4} to $10^{-2} \text{ h.mm}^{-2}$), at the catchment scale, the available SS is not entirely exported. It is noteworthy that for the return period of 6 months (Figure 6(a)), the pervious areas do not contribute to runoff generation, all the rainfall seeps in. This explains that the SS load washed-off at the outlet of the M11 catchment does not exceed 75% of the SS mass initially available. Even though the wash-off coefficient K_w is the most sensitive parameter to assess the variation range of SS load reduction, other sources of uncertainty can be identified in our modelling approach. The uncertainties associated with land cover data, infiltration parameter and antecedent conditions might have an impact on the results. Their propagation into the rainfall-runoff and water quality models should be tested in further research.

A notable advantage of the catchment discretisation as WQRUs is the flexibility provided to adjust the parameters of the exponential wash-off model. Although no distinction is made between the WQRUs when applying the values of the wash-off coefficient and the initial amount of SS, the SCMs scenarios could be further tested with specific parameter values for each WQRU.

The method is easily transposable elsewhere as the discretisation in WQRUs is only based on the analysis of an existing

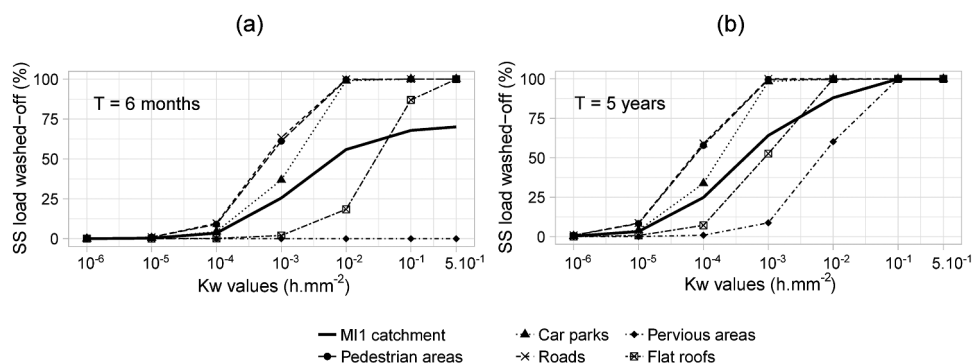


Figure 6. Proportion of SS load washed-off over the catchment 'Major Infrastructures 1' discretised as WQRUs according to the wash-off coefficient K_w . (a) Return period of 6 months; (b) Return period of 5 years.

land use map and a limited amount of hydrological data (Rio et al. 2020). Other scenarios of SCMs can be tested within the different urban surfaces, such as the disconnection of flat roofs or the implementation of green roofs. Moreover, it is of interest for further research to assess the benefits of SCMs for return periods smaller than 6 months. Other types of catchments could also be tested, such as commercial or industrial. Finally, the main perspective of this work is to apply the SCMs scenarios at a larger scale. The method used in this paper is easily scalable to wider catchments as the representation of permeable pavements and rooftop disconnection in the modelling process does not require numerous parameters. Different combinations of SCMs, according to their effectiveness, could be tested at a catchment scale to support decision-makers in efficiently managing urban stormwater.

5 Conclusions

Stormwater Control Measures (SCMs) are increasingly implemented in urban areas to reduce urban runoff and mitigate contaminant transfer into the receiving waters. Decision-makers need reliable tools to assess the benefits of SCMs in urban environments. This study aimed at modelling the effects of SCMs in catchments representative of typical urban land uses. Based on an original method of representing land cover in a rainfall-runoff model, permeable pavements and rooftop disconnection were implemented within homogeneous urban surfaces. The benefits of SCMs scenarios were assessed through runoff volume and SS load reductions at the catchment outlet. For the simulations, design storms of 0.5- to 5-years return period were selected and SS concentrations were computed using the exponential wash-off model.

Except for rooftop disconnection, all the scenarios led to reductions in runoff volume and SS loads, although the results were found to be sensitive to the wash-off coefficient K_w associated with urban surfaces. The highest benefits were obtained for the lowest return period of the design storm, being 6 months. Also, the benefits of rooftop disconnection and permeable pavements were variable among the application catchments. While the implementation of permeable pavements within car parks appeared to be the most efficient in catchments representative of collective housing and major

infrastructures, such as hospitals and universities, other residential areas and old city centre were more sensitive to the implementation of permeable pavements within pedestrian areas such as public squares, sidewalks or cycle tracks.

The modelling approach affords the advantage of being applicable in other urban catchments at various spatial scales. Through its simplicity and adjustability, we believe that the proposed method is a useful tool to prioritize the implementation of SCMs in urban spaces.

Acknowledgements

This work was supported by funding provided by a doctoral fellowship (Marlène Rio) from the Labex DRILLHM, French programme "Investissements d'Avenir" (ANR-11-LABX-0010) which is managed by the ANR. We also acknowledge the staff of the Direction de l'eau de Montpellier Méditerranée Métropole for the support and provided data.

Disclosure statement

No potential conflict of interest was reported by the authors.

Funding

This work was supported by the Centre National de la Recherche Scientifique [ANR-11-LABX-0010].

References

- Ahiablame, L. M., B. A. Engel, and I. Chaubey. 2012. "Effectiveness of Low Impact Development Practices: Literature Review and Suggestions for Future Research." *Water, Air, & Soil Pollution* 223 (7): 4253-73. doi:10.1007/s11270-012-1189-2.
- Barco, O. J., C. Ciaponi, and S. Papiri. 2004. "Pollution in Storm Water Runoff. Two Cases: An Urban Catchment and a Highway Toll Gate Area." Paper presented at NOVATECH, 5th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, Lyon, France, June, 6-10.
- Bonhomme, C., and G. Petrucci. 2017. "Should We Trust Build-up/Wash-off Water Quality Models at the Scale of Urban Catchments?" *Water Research* 108 (January): 422-431. doi:10.1016/j.watres.2016.11.027.
- Campisano, A., F. V. Catania, and C. Modica. 2017. "Evaluating the SWMM LID Editor Rain Barrel Option for the Estimation of Retention Potential of Rainwater Harvesting Systems." *Urban Water Journal* 14 (8): 876-81. doi:10.1080/1573062X.2016.1254259.

- Chow, M. F., Z. Yusop, and M. E. Toriman. 2012. "Modelling Runoff Quantity and Quality in Tropical Urban Catchments Using Storm Water Management Model." *International Journal of Environmental Science and Technology* 9 (4): 737–748. doi:10.1007/s13762-012-0092-0.
- Czemieli Berndtsson, J. 2014. "Storm Water Quality of First Flush Urban Runoff in Relation to Different Traffic Characteristics." *Urban Water Journal* 11 (4): 284–96. doi:10.1080/1573062X.2013.795236.
- Di Modugno, M., A. Gioia, A. Gorgoglione, V. Iacobellis, G. la Forgia, A. F. Piccinni, and E. Ranieri. 2015. "Build-Up/Wash-Off Monitoring and Assessment for Sustainable Management of First Flush in an Urban Area." *Sustainability* 7 (5): 5050–5070. doi:10.3390/su7055050.
- Egodawatta, P., E. Thomas, and A. Goonetilleke. 2007. "Mathematical Interpretation of Pollutant Wash-off from Urban Road Surfaces Using Simulated Rainfall." *Water Research* 41 (13): 3025–3031. doi:10.1016/j.watres.2007.03.037.
- Elliott, A., and S. Trowsdale. 2007. "A Review of Models for Low Impact Urban Stormwater Drainage." *Environmental Modelling & Software* 22 (3): 394–405. doi:10.1016/j.envsoft.2005.12.005.
- Fletcher, T. D., W. Shuster, W. F. Hunt, R. Ashley, D. Butler, S. Arthur, S. Trowsdale, et al. 2015. "SUDS, LID, BMPs, WSUD and More – The Evolution and Application of Terminology Surrounding Urban Drainage." *Urban Water Journal* 12 (7): 525–42. doi:10.1080/1573062X.2014.916314.
- Gasperi, J., C. Sebastian, V. Ruban, M. Delamain, S. Percot, L. Wiest, C. Mirande, et al. 2014. "Micropollutants in Urban Stormwater: Occurrence, Concentrations, and Atmospheric Contributions for a Wide Range of Contaminants in Three French Catchments." *Environmental Science and Pollution Research* 21 (8): 5267–5281. doi:10.1007/s11356-013-2396-0.
- Golden, H. E., and N. Hoghooghi. 2018. "Green Infrastructure and Its Catchment-Scale Effects: An Emerging Science: Green Infrastructure and Its Catchment-Scale Effects." *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 5 (1). doi:10.1002/wat2.1254.
- Gong, Y., Y. Chen, L. Yu, J. Li, X. Pan, Z. Shen, X. Xu, and Q. Qiu. 2019. "Effectiveness Analysis of Systematic Combined Sewer Overflow Control Schemes in the Sponge City Pilot Area of Beijing." *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16 (9): 1503. doi:10.3390/ijerph16091503.
- Guo, X., P. Du, D. Zhao, and M. Li. 2019. "Modelling Low Impact Development in Watersheds Using the Storm Water Management Model." *Urban Water Journal* 16 (2): 146–55. doi:10.1080/1573062X.2019.1637440.
- Hatt, B. E., T. D. Fletcher, and A. Deletic. 2007. "Hydraulic and Pollutant Removal Performance of Stormwater Filters under Variable Wetting and Drying Regimes." *Water Science and Technology* 56 (12): 11–19. doi:10.2166/wst.2007.751.
- Kiefer, C. J., and H. H. Chu. 1957. "Synthetic Storm Pattern for Drainage Design." *ASCE Journal of the Hydraulics Division* 83: 1–25.
- Li, J., M. Ma, Y. Li, C. Deng, and B. Pan. 2020. "Evaluating Hydrological and Environmental Effects for Low-Impact Development of a Sponge City." *Polish Journal of Environmental Studies* 29 (2): 1205–18. doi:10.15244/pjoes/109308.
- Liu, A., P. Egodawatta, Y. Guan, and A. Goonetilleke. 2013. "Influence of Rainfall and Catchment Characteristics on Urban Stormwater Quality." *Science of the Total Environment* 444 (February): 255–262. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.11.053.
- Palla, A., and I. Gnecco. 2019. "A Continuous Simulation Approach to Quantify the Climate Condition Effect on the Hydrologic Performance of Green Roofs." *Urban Water Journal*, no. December: 1–10. doi:10.1080/1573062X.2019.1700287.
- Petrucci, G., and C. Bonhomme. 2014. "The Dilemma of Spatial Representation for Urban Hydrology Semi-Distributed Modelling: Trade-Offs among Complexity, Calibration and Geographical Data." *Journal of Hydrology* 517 (September): 997–1007. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.06.019.
- Rezaei, A. R., Z. Ismail, M. H. Niksokhan, M. A. Dayarian, A. H. Ramli, and S. M. Shirazi. 2019. "A Quantity–Quality Model to Assess the Effects of Source Control Stormwater Management on Hydrology and Water Quality at the Catchment Scale." *Water* 11 (7): 1415. doi:10.3390/w11071415.
- Rio, M., C. Salles, F. Cernesson, P. Marchand, and M. G. Tournoud. 2020. "An Original Urban Land Cover Representation and Its Effects on Rain-Event Based Runoff and TSS Modelling." *Journal of Hydrology* 586 (July): 124865. doi:10.1016/j.jhydrol.2020.124865.
- Rosa, D. J., J. C. Clausen, and M. E. Dietz. 2015. "Calibration and Verification of SWMM for Low Impact Development." *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 51 (3): 746–57. doi:10.1111/jawr.12272.
- Rossman, L. A. 2010. "Storm Water Management Model User's Manual, Version 5.0." Cincinnati, OH: National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA.
- Sandoval, S., L. Vezzano, and J. L. Bertrand-Krajewski. 2018. "Revisiting Conceptual Stormwater Quality Models by Reconstructing Virtual State Variables." *Water Science and Technology* 78 (3): 655–663. doi:10.2166/wst.2018.337.
- Tobio, J. A. S., M. C. Maniquiz-Redillas, and L. H. Kim. 2015. "Application of SWMM in Evaluating the Reduction Performance of Urban Runoff Treatment Systems with Varying Land Use." In *International Low Impact Development Conference 2015*, 11–20. Houston, Texas: American Society of Civil Engineers. doi:10.1061/9780784479025.002.
- Tuomela, C., D. Jato-Espino, N. Sillanpää, and H. Koivusalo. 2019. "Modelling Stormwater Pollutant Reduction with LID Scenarios in SWMM." *New Trends in Urban Drainage Modelling* 96–101. doi:10.1007/978-3-319-99867-1_17.
- Turco, M., G. Brunetti, S. A. Palermo, G. Capano, G. Grossi, M. Maiolo, and P. Piro. 2020. "On the Environmental Benefits of a Permeable Pavement: Metals Potential Removal Efficiency and Life Cycle Assessment." *Urban Water Journal*, no. January: 1–9. doi:10.1080/1573062X.2020.1713380.
- Yang, B., and S. Li. 2013. "Green Infrastructure Design for Stormwater Runoff and Water Quality: Empirical Evidence from Large Watershed-Scale Community Developments." *Water* 5 (4): 2038–57. doi:10.3390/w5042038.
- Zgheib, S., R. Moillon, and G. Chebbo. 2012. "Priority Pollutants in Urban Stormwater: Part 1 – Case of Separate Storm Sewers." *Water Research* 46 (20): 6683–6692. doi:10.1016/j.watres.2011.12.012.
- Zhang, S., and Y. Guo. 2015. "SWMM Simulation of the Storm Water Volume Control Performance of Permeable Pavement Systems." *Journal of Hydrologic Engineering* 20 (8): 06014010. doi:10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001092.