



HAL
open science

La modélisation de la qualité des eaux de ruissellement urbaines face à ses défis, enjeux et contradictions

Céline Bonhomme

► **To cite this version:**

Céline Bonhomme. La modélisation de la qualité des eaux de ruissellement urbaines face à ses défis, enjeux et contradictions. Sciences de l'environnement. université paris est, 2017. tel-01577994

HAL Id: tel-01577994

<https://enpc.hal.science/tel-01577994>

Submitted on 28 Aug 2017

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

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

Habilitation à diriger des recherches

Mémoire

Candidate : Céline Bonhomme
ICPEF, Chercheur au LEESU

**Titre : La modélisation de la qualité
des eaux de ruissellement urbaines
face à ses défis, enjeux, contradictions**

Soutenance le 16 juin 2017

Laboratoire Eau, Environnement, Systèmes Urbains (LEESU)
Ecole Nationale des Ponts et Chaussées
6 et 8 avenue Blaise Pascal
Cité Descartes
77455 Marne la Vallée Cedex

Jury composé de :

Sylvie Barraud

Jean-Marie Mouchel

Mathias Uhl

Ghassan Chebbo

Nicolas Flipo

Marie-Christine Gromaire

Fabrice Rodriguez

Manfred Schütze

Rapporteur

Rapporteur

Rapporteur

Examineur et Directeur d'HDR

Examineur

Examineur

Examineur

Examineur

Table des matières

1	Introduction	10
2	Les projets phares dans lesquels je me suis impliquée	11
2.1	Le projet MEDDTL Ville numérique (2009-2014)	11
2.2	Le projet ANR Trafipollu (2013-2016)	11
2.3	Le programme OPUR (phase IV : 2013-2017)	14
2.4	Le Labex « Futurs Urbains »	16
2.5	Le programme Piren Seine	18
2.6	Le programme Tournesol (programme dans le cadre des partenariats Hubert-Curien) – 2016-2017:	19
2.7	Tableau de synthèse de l'implication dans les projets:	20
3	Polluants en milieu aquatique et en milieu urbain	22
4	Typologie des modèles hydrologiques de qualité des eaux	25
4.1	Les modèles détaillés à base physique	25
4.2	Les modèles à base conceptuelle	25
4.3	Les modèles stochastiques	26
4.4	Les modèles statistiques	27
5	Positionnement de mes activités de recherche par rapport aux travaux antérieurs et aux activités du LEESU	28
5.1	Travaux antérieurs au LEESU	28
5.2	Travaux portant sur les transferts de contaminants en milieu naturel	29
6	Les objectifs initiaux de ma recherche	30
7	La stratégie mise en œuvre pour répondre à ces questions	31
8	Les travaux expérimentaux réalisés	32
8.1	Les développements métrologiques	32
8.1.1	Développement d'une station de mesure de surface dans le cadre du projet Trafipollu	32
8.1.2	Développement d'un protocole d'échantillonnage des dépôts secs	34
8.1.3	Développement d'une station de mesure du lessivage sur les surfaces urbaines.	37
8.1.4	Développement de la mesure en continu des HAP dans l'environnement.	41
9	Les travaux de modélisation réalisés	51
9.1	Modélisation du milieu naturel	51
9.1.1	Modélisation des processus liés aux polluants émergents (alkylphénols) dans le milieu récepteur	51
9.1.2	Modélisation statistique de la biodiversité dans les plans d'eau	56
9.2	Modélisation en milieu urbain à l'échelle de surfaces élémentaires	56
9.2.1	Les processus liés aux polluants dans le milieu urbain – Modélisation à base physique à l'échelle de petites surfaces	56
9.2.2	Modélisation conceptuelle et stochastique à l'échelle de surfaces élémentaires	63
9.2.3	Bilan intermédiaire à propos de la modélisation à petite échelle	67

9.3	Différentes stratégies de modélisation intégrée à l'échelle du quartier	68
9.3.1	Modélisation conceptuelle	68
9.3.2	Modélisation détaillée à base physique à l'échelle du quartier	75
9.3.3	Travail sur la structure des modèles conceptuels	83
9.3.4	Bilan intermédiaire concernant la modélisation à l'échelle du quartier	89
10	La période du questionnement :	90
10.1	De la nécessité de travailler sur un système mieux défini	91
10.1.1	Des données parfois faillibles et des protocoles expérimentaux insuffisants par nature	91
10.1.2	Une stratégie de modélisation engagée remise en cause par l'expérimentation	94
10.2	Des modèles hydrologiques de qualité des eaux : pour quoi faire ? Quels besoins de la société civile ?	96
10.3	Le « partenariat » et la confiance à instaurer pour rendre utiles de nouveaux modèles	98
10.3.1	Journée d'échanges entre opérationnels du domaine de l'eau et partenaires du programme OPUR (24 mai 2016) : Vers de nouveaux modèles de recherche pour la qualité des eaux urbaines ?	99
10.3.2	Quelles fonctions jouent les modèles urbains par rapport à la prise de décision publique? Quel devenir de l'expert en lien avec les enjeux de modélisation ?	102
10.3.3	Bilan intermédiaire	104
10.4	Les systèmes d'indicateurs de performance dans les éco-cités en chine.	104
11	Les perspectives dans le domaine de la recherche	107
11.1	L'innovation dans le domaine de l'hydrologie urbaine	107
11.2	Quels modèles pour demain ?	109
11.3	Modèles de qualité de l'eau et biodiversité en zone urbaine	111
12	Les « nouveaux » projets (partie confidentielle)	114
12.1	Ec'eau dense	114
12.2	PhyteauLife	115
12.2.1	Enjeux environnementaux et éléments de contexte	115
12.2.2	Objectifs du projet	119
12.2.3	Actions et moyens mis en place	120
12.2.4	Les résultats attendus et quantifiés	121
12.2.5	Le démonstrateur	122
13	Conclusion et bilan personnel	125
14	CV détaillé	127
15	Liste des publications et participation à des conférences	129
16	Encadrement de Thèses, stages et post-doctorats	133
17	Implication dans l'enseignement	134
18	Références bibliographiques	136
19	Morceaux choisis	141
19.1	Article portant sur la modélisation intégrée des polluants liés au trafic routier (Fallahshorshani et al., 2013, ESPR)	141
19.2	Article portant sur la modélisation de la qualité de la Seine (Cladière et al., 2013, Stoten)	141

19.3	Article portant sur la structure des modèles conceptuels en hydrologie (Petrucci et Bonhomme, 2014, JoH)	141
19.4	Article portant sur la modélisation des processus à petite échelle (Hong et al., 2016, WR)	141
19.5	Article portant sur l'étude du système des KPI de l'éco-cité de Tianjin (Li et al., 2017, China Perspectives, en cours de révision)	141

Table des figures

Figure 1 Organisation en différentes actions du programme OPUR 4 (source: programme OPUR)	15
Figure 2 Dispositif expérimental mis en place au niveau de l'avaloir destiné à observer le bassin versant routier Trafipollu (A : collecte de l'eau ; B : sonde multiparamètre ; C : maintenance hebdomadaire ; D : spectrofluorimètre 3D mis en place sur le terrain pour la mesure dynamique de la concentration en HAP ; E : chambre de mesures pour la sonde à HAP ; F : Armoire de mesures au complet)	33
Figure 3 Localisation des différents points de prélèvements lors de la campagne de dépôts secs réalisée en octobre 20014 sur le bassin versant du Projet Trafipollu (Le Perreux sur Marne)	35
Figure 4 Réalisation du protocole d'aspiration à sec	35
Figure 5 Positionnement des différents points de prélèvement en milieu de trottoir, dans le caniveau et au milieu de la bande roulée.	36
Figure 6 Délimitation de la zone carrée étudiée par des montants métalliques et jointés et présence des balais d'aspiration sur un côté	37
Figure 7 Schéma de principe de l'expérimentation de lessivage réalisée (d'après P. Dubois)	38
Figure 8 Photo d'ensemble du dispositif d'analyse du lessivage	38
Figure 9 Dispositif expérimental d'analyse du lessivage protégé des vents latéraux par des bâches	39
Figure 10 Pourcentage moyen des différents HAP observés dans le cadre du projet ANR Trafipollu pour les événements pluvieux échantillonnés à l'exutoire du bassin versant routier observé	42
Figure 11 Principe de la spectrofluorimétrie	44
Figure 12 Installation du spectrofluorimètre sur le site expérimental du bassin versant routier du projet Trafipollu	45
Figure 13 Validation d'un modèle à quatre composantes à partir des 2 pools de spectres agrégés	47
Figure 14 Simulation de l'évolution dans le temps de la concentration en HAP dissoute et du flux de HAP transféré dans l'avaloir pour l'évènement du 07/12/2014.	48
Figure 15 Simulation de l'évolution dans le temps de la concentration en HAP dissoute et du flux de HAP transféré dans l'avaloir pour l'évènement du 14-15/12/2014.	49
Figure 16 Comparaison entre masse transférée à l'avaloir lors de l'évènement du 15/12/2014 entre une simulation utilisant les données spectrales et l'analyse PARAFAC et une simulation basée sur la connaissance de la concentration moyenne	49
Figure 17 Schéma réactionnel utilisé pour la biodégradation des nonylphénols. Les constantes K1, K2, K'1 et K3 sont calibrés grâce au modèle PROSE ainsi que les concentrations initiales en nonylphénols à longues chaînes.	52
Figure 18 Transect de la Seine sur lequel a eu lieu les prélèvements (issu de (Cladière et al., 2014))	53
Figure 19 Concentrations mesurées et simulées à Bougival en 2010	54
Figure 20 Schéma de principe du modèle de Hairsine et Rose pour l'érosion des particules (tiré de (Hong et al., 2016b)).	58
Figure 21 Bassin versant routier étudié dans le cadre du projet ANR Trafipollu (tiré de Hong et al., 2016b)	59
Figure 22 Données de topographie acquises sur le bassin versant du projet ANR Trafipollu par le véhicule Stéréopolis (IGN)	59
Figure 23 Comparaison des particules mobilisées par le ruissellement et recueillies comme dépôt sur les surfaces urbaines (tiré de (Hong et al., 2016c))	60
Figure 24 Résultat de l'analyse de sensibilité pour quelques évènements de pluie à partir du modèle d'Hairsine et Rose	61
Figure 25 Détermination des différentes classes de particules à partir des prélèvements réalisés.	62
Figure 26 Fractions des particules restant sur le sol (en fonction de la classe de particules considérée)	62
Figure 27 Localisation de l'érosion des particules sur le bassin versant considéré	63
Figure 28 Performance du modèle de lessivage, évalué avec le critère de Nash, en fonction du "type" d'évènement pluvieux	64
Figure 29 Variabilité des paramètres obtenus pour le stock initial, C1 et C2, en utilisant l'algorithme MCMC	65
Figure 30 Diminution de la performance de la fonction d'accumulation en fonction du nombre d'évènements de pluie consécutifs pris en compte.	66
Figure 31 Evolution du critère de Nash pour une sélection d'évènements en prenant en compte un nombre variable de points pour la calibration	66
Figure 32 Charge relative de Zn dans chaque sous-bassin entre le cas où le trafic est explicitement pris en compte et le cas où seul le dépôt de fond est pris en compte.	71

Figure 33 Rapport entre les concentrations journalières et la concentration moyenne de Zn en prenant en compte uniquement le dépôt de fond (à gauche) et le cas avec le traitement du trafic explicite sur les routes principales (à droite).	72
Figure 34 Schéma de principe d'une Unité Hydrologique dans le cadre du modèle URBS (schéma tiré de (Rodriguez et al., 2008))	74
Figure 35 Insertion d'une Unité hydrologique dans une carte cadastrale (schéma tiré de (Rodriguez et al., 2008)).	74
Figure 36 Travail sur les données topographiques du bassin versant Trafipollu dans le cadre de la mise en œuvre du modèle LISEM	76
Figure 37 Couplage séquentiel de LISEM et de SWMM sur un bassin versant urbain (source Hong et al., 2016).	78
Figure 38 Bassin versant étudié avec la plate-forme de modélisation LISEM-SWMM	79
Figure 39 Niveaux de concentrations obtenus pour plusieurs polluants dans le cadre du scénario 1 et comparés à la concentration moyenne observée à l'exutoire	81
Figure 40 Niveaux de concentrations obtenus pour plusieurs polluants dans le cadre du scénario 2 et comparés à la concentration moyenne observée à l'exutoire	82
Figure 41 Performance des scénarios de modélisation de la quantité d'eau, avec calibration (calibration et validation) et sans calibration (paramètres aléatoires). Les barres « calibration » et « validation » sont les valeurs médianes du critère de Nash sur trois calibrations indépendantes et les barres d'erreur sont les meilleurs et les plus mauvais résultats obtenus. Les barres « aléatoires » représentent des valeurs médianes supérieures à 100 extractions et les barres d'erreur représentent les percentiles de 5 et 95.	86
Figure 42 Performances des scénarios de modélisation de la qualité de l'eau en calibration. Les barres sont les valeurs médianes du critère de Nash sur trois étalonnages indépendants et les barres d'erreur sont les meilleurs et les plus mauvais résultats	87
Figure 43 Performances des scénarios de modélisation de la qualité de l'eau en validation. Les barres sont les valeurs médianes du critère de Nash sur trois étalonnages indépendants et les barres d'erreur sont les meilleurs et les plus mauvais résultats.	88
Figure 44 Ajout de 60L d'eau « propre » en 30 minutes avant d'effectuer la maintenance hebdomadaire	93
Figure 45 Ajout de 60L d'eau propre en 30 minutes après avoir effectué la maintenance hebdomadaire	93
Figure 46 Solution de rétention des polluants d'origine particulière commercialisée par le groupe BioClean	108
Figure 47 Schéma simplifié du traitement des eaux grises et de la récupération des eaux pluviales au sein du projet PhyteauLife et montrant les flux d'eau à l'intérieur du bâtiment	123

Remerciements

Je tiens à remercier en tout premier lieu les membres de mon jury qui ont accepté d'examiner ce travail, et en particulier les rapporteurs qui pour certains sont venus de loin pour assister à ma soutenance. Merci tout spécialement à Mathias et Manfred pour s'être exilés d'Allemagne pour participer à ce jury.

Je remercie également Ghassan, qui au-delà d'être le Directeur de cet HDR a été la personne clé qui a accompagné mon aventure scientifique tout au long de ces années au LEESU. Ghassan a beaucoup contribué à forger mon identité de chercheur. Il m'a appris la persévérance, la rigueur scientifique dans l'élaboration d'une stratégie de recherche de longue durée, l'art de conduire des travaux de recherche avec d'autres (chercheurs, étudiants en thèse, stagiaires). Pour toutes ces années de forte synergie scientifique, merci. C'est toi, Ghassan, qui m'a permis de mener à bien ce projet d'Habilitation à Diriger les Recherches. Merci pour m'avoir fait confiance tout au long de ces dernières années.

J'ai fortement insisté lors de la soutenance sur le fait que l'Habilitation était le fruit d'un travail collectif et non simplement d'un travail de recherches individuel. Je tiens donc tout particulièrement à remercier chaleureusement l'ensemble des étudiants que j'ai encadré pendant leurs thèses et qui pour certains m'ont accompagné dans la rédaction même de ce mémoire parce qu'ils sont encore au LEESU actuellement : je pense en particulier aux étudiants que j'ai pu encadrer le plus récemment : à Yi (qui a soutenu au début de l'année), Saja et Natalie dont les soutenances de thèse sont à venir à cette date. La relation au long court qui se bâtit durant une thèse est une relation forte qui est à la fois déterminante pour celui qui prépare la thèse, mais aussi celui qui l'encadre. Merci à vous pour vos remarques et observations qui ont fait évoluer ma vision de mon sujet de recherche.

Mes plus étroits collaborateurs ont aussi été les chercheurs en post-docs que j'ai pu encadrer, même si leur travail était en partie autonome. Merci à Lorenza, Hadrien et plus récemment Yinghao qui est en ce moment même encore en train de travailler à Zuhai sur l'urbanisme durable en Chine. Votre professionnalisme et nos relations amicales m'ont grandement facilité la tâche pour aborder le domaine des sciences humaines.

Le travail présenté dans le domaine de la modélisation n'aurait pas pu se construire sans un appui expérimental très fort. Merci en particulier à Philippe et Mohamed pour avoir très largement donné de leurs personnes pour aller chercher les mesures dans le cadre du projet Trafipollu. Merci à Emilie et Damien pour avoir accepté de prendre des échantillons, même quand les délais étaient parfois dépassés.

La gentillesse et l'appui administratif d'Annick, Catherine et Agnès a également contribué à rendre le montage et la poursuite des différents projets agréables à mener et je les remercie pour tous le temps passé à essayer de démêler les différents blocages administratifs.

Ce travail est aussi le fruit de collaboration avec les chercheurs du LEESU et de l'ensemble des discussions scientifiques que nous avons pu avoir ensemble. Merci à José-Frédéric pour tout le travail fait en commun avec nos différents post-docs et étudiants ainsi que pour cette co-animation fort sympathique du GT MDU, merci à Brigitte de m'avoir amené pour la première fois en Chine, à Brunos T. et L., Marie-Christine, Johnny, Adèle, Régis, Françoise, Bernard, Gilles et Julien pour nos échanges relativement à différents sujets...

Au-delà du LEESU, de nombreux chercheurs ont également collaboré pour réaliser ces travaux de recherche. Je pense en particulier à Guido Petrucci, qui tout en étant la plus grande partie du temps à Bruxelles, a continué à collaborer avec moi sur les sujets qui nous intéressaient tous les deux. Je pense aussi à Ludovic Leclercq, Michel André, Fabrice Rodriguez, Béatrice Béchet (IFSTTAR), Christian Seigneur, Yelva Roustan (CEREA), Minh

Le Hoang (LHSV), Stéphane Cordier (MAPMO), Jérémie Sage, Emmanuel Berthier, David Ramier (Cerema), Fabien Leurent, Olivier Bonin (LVMT)... la liste est longue de ces collaborations extrêmement fructueuse qui ont contribué à orienter mes travaux.

Enfin, je voudrais adresser un remerciement tout spécifique pour ma famille qui a suivi, parfois de près et parfois de loin cette aventure de l'HDR. Merci à toi Xavier, qui m'accompagne chaque jour et qui est toujours le premier regard critique sur mes présentations. Merci pour ta patience et pour supporter au jour le jour la personne que je suis. Merci à maman qui a illuminé de sa présence le jour de ma soutenance. Merci à mes enfants, petits et grands, qui par leurs grands cœurs et parfois leurs bêtises au quotidien me rappellent à l'essentiel.

1 Introduction

Ce manuscrit d'HDR comporte plusieurs parties qui sont le fruit de mes activités de recherche au LEESU entre mon arrivée au laboratoire à l'été 2010 et l'été 2016 et qui illustrent, je l'espère, ma capacité à concevoir, à animer, à diriger des activités de recherche, à encadrer des doctorants ainsi qu'à produire des enseignements originaux.

Tout naturellement, j'ai donc souhaité dans ce manuscrit donner une vue globale des projets dans lesquels je me suis engagée dans ce temps de travail postérieur à la thèse et que j'ai pour certains très fortement contribué à co-construire. J'ai ensuite réalisé une synthèse des travaux effectués pendant ces six années et portant principalement sur la modélisation déterministe de la production et du transfert des contaminants dans les bassins versants urbains. Je décris ensuite dans une quatrième partie la réflexion parallèle que j'ai menée à propos de ce sujet de recherche, et qui m'a conduite à le remettre en cause et à envisager de profondes réorientations.

Ce temps de réflexion et d'introspection a notamment été caractérisé par une analyse plus détaillée des usages et pratiques en matière de modélisation urbaine, et plus largement des leviers rationnels qui sont mobilisés dans l'action publique au travers de l'usage de la modélisation pour la gestion et la planification urbaine.

Enfin, dans la dernière partie, confidentielle pour partie, je trace une nouvelle voie entre recherche et innovation qui me semble prometteuse concernant le développement d'activités nouvelles en lien avec les thématiques de la ville et de l'eau.

Ce manuscrit d'HDR comporte également une partie relative à mon implication dans la création de nouveaux cours au sein de l'Ecole des Ponts et Chaussées, un CV détaillé qui comprend l'ensemble de mes activités réalisées après la thèse.

2 Les projets phares dans lesquels je me suis impliquée

2.1 Le projet MEDDTL Ville numérique (2009-2014)

Financé en 2009 par le ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement, et piloté par le Centre scientifique et technique du Bâtiment (CSTB), le projet « Ville Numérique » a réuni 12 équipes de recherche de stature internationale aux compétences uniques, appartenant aux 5 établissements du Réseau scientifique et technique du Ministère du Développement Durable suivants : le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), l'École des Ponts ParisTech (ENPC), l'Institut National de l'information Géographique et forestière (IGN), l'Institut français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (IFSTTAR) et Météo France.

« Ville numérique » avait pour but d'étudier et de développer différents éléments constitutifs d'une plateforme de simulation intégrée de la ville, en fédérant la grande diversité des expertises complémentaires de ces organismes (traitement d'images, traitement géométrique, formats d'échange de données, SIG3D, génération de maillages, calcul scientifique, architecture logicielle, visualisation scientifique).

Cette plateforme ayant vocation à devenir un outil d'évaluation environnementale multicritères de projets d'aménagements urbains, le projet visait donc à développer des indicateurs environnementaux fiables et interopérables, à partir de l'étude de phénomènes physiques de la ville tels que le trafic, l'acoustique, l'aérodynamique, l'hydrologie, et la météorologie : étude de la consommation énergétique urbaine, rejets de gaz à effet de serre, qualité de l'air, mobilité, bruit, flux d'eau et de polluants...

Les travaux qui sont rattachés à ce projet et qui seront développés dans la suite :

- Co-encadrement de la thèse de Masoud Fallashorshani (Directeur de thèse : Christian Seigneur, CERE), 2010-2014.

2.2 Le projet ANR Trafipollu (2013-2016)

Dans le cadre du projet ANR Trafipollu, j'ai été responsable du WP1 « Expérimentation et modélisation à l'échelle locale » puis coordinatrice adjointe du projet. J'ai également participé à la coordination de la partie expérimentale du projet et au choix du site d'étude. Ce projet rassemble l'IGN, l'IFSTTAR, l'ENPC, et le CEREMA, pour une subvention totale demandée à l'ANR de 999 996 euros.

Présentation générale du projet :

Le projet TRAFIPOLLU (2013-2016) avait pour objectif principal le développement d'outils de modélisation permettant de déterminer dynamiquement la localisation des polluants générés par le trafic routier dans un environnement urbain. Ce projet faisait suite au projet « Ville numérique » et un certain nombre de partenaires sont communs entre les deux projets.

Pour atteindre cet objectif, il fallait mettre en œuvre aux différentes échelles urbaines (rue, quartier et ville) des chaînes de modélisation permettant de prévoir (i) le comportement du trafic, (ii) les émissions de polluants associées, (iii) la dispersion des polluants dans l'atmosphère, (iv) le dépôt des polluants sur les surfaces urbaines et (v) leur transfert dans l'eau et dans les sols. Une attention particulière a été portée aux problèmes de traversée d'échelles afin de proposer des méthodes permettant d'affiner les résultats produits par les chaînes de modèles opérant à large échelle à partir des résultats produits par les modèles à plus haute résolution et de mettre en œuvre des modèles fins à partir des données disponibles ou de résultats de simulation produits aux échelles supérieures.

Les premières réflexions autour de ce projet ont montré l'importance de disposer d'une chaîne de modèles à l'échelle la plus fine (haute résolution) qui permettent de valider les modèles expérimentalement en vue de les appliquer à une échelle plus grande. C'est pourquoi une expérimentation de grande envergure a été montée associant les différents comportements physiques en jeu et permettant le suivi dans l'espace et dans le temps des polluants considérés (NO_x, CO_x, HAP, particules et métaux). Le site expérimental choisi a été localisé sur la commune du Perreux sur Marne (94), en bordure de la départementale 34, route fréquentée à plus de 28 000 véhicules/jour.

Ce site très fréquenté a permis de définir de manière gigogne les différentes échelles de travail du projet et ce, pour les différents partenaires du projet : échelle locale (en bordure immédiate de chaussée), échelle du quartier (dizaine d'hectares) et grande échelle (plusieurs km²). L'instrumentation du site a permis de mesurer la vitesse et le débit des véhicules ainsi que la composition du parc ; de suivre la qualité de l'air par les mesures de paramètres pertinents ; de mesurer les débits et les paramètres physico-chimiques des eaux pluviales à deux échelles spatiales - locale et celle du quartier – et, à l'échelle locale ; d'étudier la qualité de l'eau lors de certains événements pluvieux ; de quantifier et d'analyser les micropolluants, et la granulométrie des dépôts sur la surface de la chaussée; d'étudier le sol à proximité de la chaussée en réalisant des prélèvements, de faire des mesures des principales variables météorologiques

A l'échelle locale, seule la modélisation de la dispersion atmosphérique et de la qualité des eaux et des sols ont été réalisées car cette échelle n'était pas pertinente pour une modélisation du trafic et des émissions. Les émissions ont donc été calculées directement à partir des observations pour servir de données d'entrée au modèle atmosphérique.

A l'échelle du quartier, différents modèles numériques ont été utilisés pour simuler le trafic, les émissions de polluants, la dispersion de ces polluants dans l'air et leur dispersion dans l'eau en surface et dans les réseaux d'assainissement. Ces briques de modélisation ont pu être connectées de différentes manières puis confrontées aux données expérimentales. De plus, la sensibilité des modèles d'émissions aux données d'entrée de trafic a pu être évaluée à partir de différents modèles d'émission. Ce travail a été complété par une analyse de sensibilité des modèles de dispersion des polluants dans l'air à la représentation du bâti, à l'aide des modèles SinG et SIRANE.

A l'échelle de l'agglomération, un modèle bidimensionnel de trafic a été développé avec pour objectif de simuler de larges zones où les mesures sont manquantes ou incomplètes, ce qui est le cas à grande échelle. Le développement de ce modèle a été testé sur 3 scénarios tests correspondant à des mesures de gestion du trafic différentes. Les simulations des flux de dépôt atmosphériques ont été conduites à l'aide d'un modèle de dispersion régional, Polair3D, afin d'évaluer les quantités de polluants transférés dans les bassins versants urbains à une résolution kilométrique. Le couplage du modèle atmosphérique avec un modèle hydrologique à grande échelle a permis de pousser un peu plus loin l'analyse des polluants liés au trafic en indiquant la répartition relative des quantités de polluants sur le territoire.

L'ensemble du travail de modélisation a été accompagné par l'IGN afin de correspondre aux besoins en données cartographiques de l'ensemble des partenaires du projet. La définition des besoins s'est déroulée entre mai et novembre 2013, sur la base d'entretiens et d'échanges par mail ou téléphone. Quand cela était possible, les données standards du Référentiel Grande Echelle ont été adaptées aux besoins des partenaires. Lorsque ces données étaient inexistantes, des données spécifiques ont été produites. Enfin, la tâche portant sur la traversée d'échelles et ayant pour objectif d'analyser la cohérence structurelle à travers les échelles des observations et des modélisations afin de proposer des modèles plus adaptés à l'enjeu de changement d'échelle a contribué aux travaux de modélisation de l'ensemble des partenaires par l'analyse des données du projet et l'organisation d'un atelier dédié.

L'expérience acquise lors de la réalisation de ce projet :

- Coordination de la mise en place de l'expérimentation avec David Ramier (CEREMA). Dans ce cadre, coordination de plusieurs aspects interdisciplinaires (mesures de qualité de l'air, par exemple, en lien avec Airparif)
- Coordination des travaux réalisés dans le cadre du WP1. Là encore, important travail interdisciplinaire avec les travaux réalisés aux interfaces air-eau (travail avec Airparif et le CEREA) et eau-sol (travail avec l'IFSTTAR et le CEREMA)

Les travaux qui sont rattachés à ce projet et qui seront développés dans la suite :

- Co-encadrement de la thèse de Yi Hong (Directeur de thèse Ghassan Chebbo), 2013-2016
- Co-encadrement de divers stages :
 - o Guillaume Boutin (stagiaire, Ecole centrale de Nantes, co-encadrement avec Adèle Bressy)
 - o Thibaud Allain (stagiaire scientifique, Ecole des Ponts et Chaussées)
 - o Zakia Benrezkallah (stagiaire de Licence, UPEC, co-encadrement avec Adèle Bressy)
 - o Anna le Cerf (stagiaire scientifique, Ecole des Ponts et Chaussées, co-encadrement avec Adèle Bressy)
- Encadrement du stage de Xavier Debade (stagiaire de M2, master de l'INSA de Lyon Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain)

2.3Le programme OPUR (phase IV : 2013-2017)

Dans le cadre de ce projet, je suis responsable des thèmes 4 (« Modélisation des processus de production et de transfert des contaminants à l'échelle locale ») et 11 (« Modélisation intégrée »). Par mon implication dans le projet, les objectifs de ces thèmes ont été co-construits par un travail collaboratif avec d'autres chercheurs impliqués dans le programme, notamment avec Emmanuel Berthier (Cerema) pour le thème 4 et avec Ghassan Chebbo (LEESU/ENPC) pour le thème 11. De plus, mon activité dans le cadre d'OPUR m'a notamment permis d'organiser une réunion plénière avec les partenaires d'OPUR concernant la définition de leurs attentes en matière de modélisation et de participer à d'autres réunions plénières pour présenter mes travaux devant les opérationnels.

OPUR est un programme de recherche qui vise à améliorer les connaissances concernant la production et le transfert des polluants dans les eaux urbaines. Ses principales thématiques actuelles (phase IV d'OPUR) sont la maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines, l'utilisation des ressources alternatives à l'eau potable en ville, le développement de nouvelles méthodes pour le suivi et la caractérisation des contaminants, la modélisation intégrée des flux polluants.

Le programme OPUR est organisé en différents thèmes (11 au total) qui couvrent l'ensemble des champs thématiques suivants :



Figure 1 Organisation en différentes actions du programme OPUR 4 (source: programme OPUR)

L'originalité d'OPUR est d'avoir créé, en Île-de-France, un observatoire de terrain, constituant plusieurs sites d'expérimentation fédérateurs pour les différents acteurs de l'assainissement en Île-de-France, ainsi qu'un site de référence à l'échelle nationale et internationale. Il vise le rapprochement de différentes équipes de recherche et des gestionnaires des réseaux d'assainissement. Les partenaires du programme OPUR sont les départements de la petite couronne en région parisienne, le SIAAP et l'Agence de l'eau Seine-Normandie.

Les objectifs du thème 4 d'OPUR sont de mieux comprendre afin de pouvoir prévoir la contribution dynamique de différentes surfaces urbaines imperméables au flux de polluants de surface dans l'objectif d'une modélisation intégrée à base physique des flux de polluants dans les eaux pluviales à l'échelle de la ville. Ce thème se concentre plutôt sur les processus observés et à modéliser à l'échelle locale. Etant donné l'importance de ces flux de polluants pour la qualité des eaux pluviales et la diversité des surfaces urbaines et des polluants impliqués, il a été choisi de commencer à étudier les polluants liés au trafic routier sur les surfaces urbaines, ce premier travail étant en cohérence avec les objectifs du projet ANR Trafipollu. Ce travail sur la qualité des eaux est complété à l'échelle locale par un travail portant sur la quantité et sur l'évaluation précise des quantités d'eaux ruisselées sur les surfaces urbaines lors des événements de pluie courants (travail réalisé par le Cerema).

Les objectifs du thème 11 sont de connaître les facteurs influant la variabilité spatiale et temporelle des flux de polluants dans les différents compartiments urbains (surface, réseau en priorité et éventuellement sol) plutôt à l'échelle d'un quartier urbain et donc avec une diversité des surfaces urbaines présentes et des contaminants

émis. Ces flux étant fortement dépendants de la morphologie urbaine, de l'occupation du sol et de l'activité urbaine (par exemple trafic, chauffage urbain). Une fois le modèle évalué sur des cas concrets et confronté aux données expérimentales, l'impact de différents scénarios d'aménagement urbain a été testé sur les flux de polluants à l'exutoire des bassins versants étudiés.

Les travaux qui sont rattachés à ce projet et qui seront développés dans la suite :

- Co-encadrement de la thèse de Masoud Fallahshorshani (Directeur de thèse Christian Seigneur, CEREAs). La thèse de Masoud Fallahshorshani était financée par le projet « Ville numérique » mais a été associée au programme OPUR pour les objectifs concernant la modélisation de la qualité des eaux urbaines.
- Co-encadrement de la thèse de Saja El Ali (Directeur de thèse Ghassan Chebbo), 2014-2017.

2.4 Le Labex « Futurs Urbains »

Dans le cadre du Labex, j'ai été responsable de l'animation du groupe transversal « Modélisation et dynamiques urbaines » (2012-2016). Cette animation a été réalisée en collaboration avec José-Frédéric Deroubaix (LEESU) et Fabien Leurent (LVMT). En 2017, le groupe transversal s'agrandit pour devenir le groupe transversal « Ville et numérique ». Dorénavant, les thématiques abordées par le groupe concerneront le numérique d'une manière plus large, incluant la thématique des données de masse en plus de celle de l'usage des modèles numériques en milieu urbain.

Les partenaires du groupe transversal étaient le LISA, le LVMT, le CIRED, l'IFSTTAR/GRETTIA, le LATTS et le CEREAs.

Le Labex « Futurs urbains » a pour objectif de faire émerger de nouveaux champs de recherche interdisciplinaire parmi les équipes qui font partie du Labex. Ces recherches interdisciplinaires nouvelles prennent corps dans les activités des groupes transversaux, auxquels au minimum trois équipes du Labex participent.

Le Groupe Transversal Modélisation et Dynamiques urbaines avait pour objet l'analyse des enjeux liés à la modélisation pour l'aménagement et la gestion environnementale des villes. Ce groupe visait la connaissance mutuelle des objets de recherche et des modèles portés par les laboratoires du LABEX pour imaginer les modélisations intégrées de demain. La modélisation urbaine est définie comme l'activité intellectuelle qui consiste à reproduire/simuler tout phénomène humain, technique et naturel, ayant pour cadre la ville. Les modèles et les simulations numériques en font partie mais également nombre d'autres activités telles que le développement de maquettes, la stylisation de certains processus par exemple sous la forme de systèmes de critères...

Les domaines de recherche considérés sont la qualité de l'air, le cycle de l'eau, la biodiversité en zone urbaine, la mobilité, l'énergie (approvisionnement et efficacité), l'évolution des formes urbaines. Les recherches visent à intégrer deux ou plusieurs de ces domaines. Au travers, notamment, de recherches post-doctorales et de rencontres pluridisciplinaires, le Groupe Transversal a questionné également les usages actuels de la modélisation urbaine dans les processus de décision publique. La notion d'usages renvoie ici aux pratiques de modélisation de l'environnement urbain et en particulier à la représentation de l'urbain dans ces modèles et/ou de leurs résultats dans le champ de l'aménagement, qu'il s'agisse de l'activité réglementaire ou de l'élaboration et de la conduite des projets d'aménagement. La question du chaînage des modèles de trafic et de qualité de l'air ou encore les usages des modèles dans le cadre de la conception de schémas de planification (qualité de l'air et assainissement) ou de projet de transport collectif (prolongement de la ligne de RER Eole) ont été au centre des travaux conduits par le groupe jusqu'à maintenant.

Actuellement, le groupe refond ses activités dans le contexte du renouvellement de la direction du Labex courant 2016. Le groupe transversal « Modélisation et Dynamiques Urbaines » va être remplacé par un groupe transversal portant plus largement sur les questions liant la Ville au Numérique, auquel je participerai sans porter l'animation du groupe. Un volet de ces activités continuera à se consacrer aux modèles et aux indicateurs et un autre volet sera consacré à l'avènement des données de masse pour la gestion et la planification urbaine. L'intérêt de fédérer largement des acteurs pluridisciplinaires autour de cette thématique est d'analyser ce que ces pratiques changent pour les politiques publiques, pour les citoyens et comment les données révolutionnent également le domaine de la modélisation urbaine.

Actuellement, ma participation au groupe transversal consiste en une implication dans l'encadrement des travaux de post-doctorat de Yinghao Li portant sur l'étude de l'usage des systèmes d'indicateurs dans la conception et la gestion des villes nouvelles (post-doc de Yinghao Li). Ce travail se concrétise en particulier par l'étude de l'utilisation des « Key Performance Indicators » pour la gouvernance des éco-cités chinoises et par l'analyse technique des systèmes proposés d'indicateurs de performance.

De plus, les travaux réalisés au sein du groupe transversal ont été pour moi l'occasion de prendre part à l'organisation d'un certain nombre d'évènements :

- En janvier 2015, lors de la semaine scientifique du LABEX Futurs Urbains, des experts nationaux et internationaux étaient conviés à échanger autour de la modélisation « intégrée », du moins couplant plusieurs modèles sectoriels - transport, énergie, eau, biodiversité, etc. Cette journée a été l'occasion de broser un état des débats sur les enjeux scientifiques et sociétaux liés à la modélisation en milieu urbain. La validité des modèles, la place de l'utilisateur et de sa demande, le rôle de l'incertitude des modèles dans la décision publique et la notion de modèle « intégré » ont ainsi émergé comme des questions centrales dans le débat actuel sur la modélisation urbaine. Cette journée suivie d'une table ronde s'est concrétisée dernièrement par la soumission d'un article dans la revue TSM (Bruzzone et al. , 2016).

- En 2016, un premier rendez-vous autour des questions de simulation et d'éco-quartiers, joignant participants issus du secteur privé, et du monde académique a été organisé. Les intervenants étaient appelés à mettre en regard, d'un côté les potentielles définitions ce que peut être un éco-quartier, les « recettes » développées et les pratiques souhaitées et, de l'autre côté la place qu'est appelée à occuper la modélisation dans le développement de cette nouvelle image de la ville et du développement urbain.

Les travaux de recherche rattachés au Labex et qui seront plus décrits dans la suite du manuscrit :

- Co-encadrement du post-doc de Lorenza Tomasoni (avec José-Frédéric Deroubaix)
- Co-encadrement du post-doc d'Hadrien Commenges (avec José-Frédéric Deroubaix)
- Co-encadrement du post-doc de Yinghao Li (avec José-Frédéric Deroubaix)
- Coordination du collectif de chercheurs pour la production du Dictionnaire passionnel de la modélisation urbaine (ouvrage à paraître en décembre 2016 ou janvier 2017, Collection de l'œil d'or).

2.5 Le programme Piren Seine

Le programme Piren-Seine a pour objectif d'étudier les questions et problématiques en lien avec la gestion des eaux sur le bassin versant de la Seine. Le programme recouvre à la fois les aspects quantitatifs et qualitatifs liées aux eaux sur ce bassin versant et rassemble par conséquent de nombreux chercheurs qui travaillent de manière interdisciplinaire (hydrologues, chimistes, géochimistes, écologues, agronomes...). Le programme existe depuis 1989, rassemble de très nombreuses équipes de recherche et également de nombreux partenaires opérationnels dont l'Agence de l'Eau Seine Normandie, le SIAAP et l'Etablissement Public Territorial Seine Grands Lacs.

Lors de la précédente phase du programme PIREN-Seine, j'ai co-encadré une thèse pour la partie modélisation : thèse de Mathieu Cladière (2011-2014). Cette thèse avait pour objectif de quantifier les alkylphénols et le bisphénol A dans le bassin de la Seine en développant de nouvelles méthodes d'analyse d'une part, mais aussi en essayant de modéliser les processus de transformation de ces contaminants en Seine et de projeter des scénarios de développements différents du bassin.

Aujourd'hui, je participe à l'axe 3 du programme qui est aujourd'hui dans sa phase 7 (2016-2020), qui est l'axe qui comprend des sciences humaines. Cet axe est divisé en 4 blocs que sont :

Bloc 1 : Les usages passés et présents des modèles au sein du Piren Seine (axe dans lequel s'inscrit la thèse de Natalie Chong que je co-encadre)

Bloc 2 : La connaissance scientifique de la qualité de l'eau grâce à nos observations des milieux, notre analyse de la connaissance de la qualité issue des réseaux de surveillance, leur contribution à la décision et à l'action

Bloc 3 : Les outils de médiation territoriale sur la contribution des zones tampons à la biodiversité (terrain de la Brie, Nangis, en Seine et Marne)

Bloc 4 : Journée d'échange entre scientifiques et opérationnels sur les normes techniques

Dans le cadre de mes travaux actuels au sein du Piren, il s'agit bien plus de prendre la modélisation comme objet de l'étude plutôt que développer de nouveaux modèles dans ce cadre.

Les travaux rattachés à ces projets et qui seront plus décrits dans la suite du manuscrit :

- Co-encadrement de la thèse de Natalie Chong (Thèse sous la direction de Régis Moilleron), 2015-2018

2.6 Le programme Tournesol (programme dans le cadre des partenariats Hubert-Curien) – 2016-2017:

Ce projet est le fruit d'une collaboration ancienne avec Guido Petrucci (Vrije Université, Bruxelles). J'en suis la responsable pour le LEESU.

La lutte contre la pollution liée aux rejets urbains de temps de pluie est centrale pour le projet Tournesol. La compréhension des processus impliqués dans la contamination des eaux de ruissellement urbaines à grande échelle est encore loin d'être satisfaisante et nous ne sommes pas en mesure, par exemple, de prévoir les effets des différentes mesures de lutte contre la pollution à l'échelle d'un quartier avec un niveau de confiance raisonnable.

Le projet Tournesol vise à explorer différentes directions prometteuses de recherche pour parvenir à une meilleure compréhension de l'espace et mise à l'échelle des propriétés de processus de contamination des eaux de ruissellement urbaines à l'échelle du bassin versant urbain d'une part et propose d'investiguer le rôle des incertitudes dans le processus de calibration des modèles, avec un accent particulier sur l'utilisation et l'amélioration des modèles de qualité des eaux de ruissellement urbaines.

Une des difficultés en hydrologie urbaine est la disponibilité de données de bonne qualité, qui sont couramment utilisés pour calibrer les modèles. Au cours des dernières années, des méthodes ont été développées pour obtenir des mesures de haute fréquence en continu de certains paramètres de la qualité des eaux pluviales comme la concentration en matières en suspension (par le biais des mesures de turbidité) (Hannouche, 2013)(Lacour et al., 2009). Mais la précision de ces données en réseau (en particulier pour le débit et la turbidité) est assez limitée Ces incertitudes influent

fortement le processus d'étalonnage de nos modèles et un des objectifs est de quantifier comment ces incertitudes influencent le processus d'étalonnage des modèles et l'appréciation de la performance du modèle.

Afin d'explorer les processus de contamination des eaux de ruissellement pour différentes échelles, le premier axe de recherche consiste à construire des bassins versants urbains virtuels (couvrant différents morphotypes urbains) et d'agréger des éléments à petite échelle pour générer virtuellement des séries temporelles de débit et de concentration en matières en suspension. Les séries temporelles de référence sont ensuite utilisés pour calibrer et tester les modèles. Le deuxième axe de recherche est d'étudier le rôle des incertitudes de mesure, en particulier du débit et de la turbidité, dans le processus d'étalonnage des modèles de qualité de l'eau en milieu urbain. Cette question sera traitée théoriquement d'une part, et le cas échéant, les données recueillies au cours du projet Trafipollu seront utilisées.

2.7 Tableau de synthèse de l'implication dans les projets:

Tableau 1 Tableau synthétique de l'implication dans les projets

Les projets	Dates des projets	Responsabilité	Encadrements rattachés au projet	Subvention attribuée et gérée dans le cadre du projet
Ville numérique	2009-2014		1 thèse	1/2 bourse thèse
Trafipollu	2013-2016	WP1, expérimentation, responsable du projet au LEESU	1 thèse	1/2 bourse thèse, subvention 300 000 euros attribuée au LEESU (investissement, équipement, missions, salaires)
OPUR	phase 4: 2013-2017	Thèmes 4 et 11	1 thèse, 1 post-doc	1/2 bourse de thèse, 6 mois post-doc, frais de mission
Piren Seine	phase 5: 2016-2020		1 thèse	1/2 bourse thèse
Tournesol	2016-2017	Responsable	1 thèse	Frais de mission
Labex "Futurs urbains"	2012-2019	Groupe transversal	2 post-docs	2 post-docs, subvention de 45 000 euros

3 Polluants en milieu aquatique et en milieu urbain

La pollution en milieu urbain est aujourd'hui un enjeu grandissant, et ce pour plusieurs raisons : tout d'abord la population urbaine mondiale ne cesse de croître. Selon un rapport de l'ONU sur l'urbanisation publié en 2014, 54% de la population mondiale vit à la date de la parution du rapport dans les villes et ce chiffre est supposé atteindre 66% en 2050. « La Gestion des zones urbaines est devenue l'un des défis de développement les plus importants du 21^e siècle », a déclaré le Directeur de la Division de la population, John Wilmoth, lors d'une conférence de presse au siège de l'ONU à New York. « Le succès ou l'échec de la construction de villes durables sera un facteur important pour la réussite du programme de développement pour l'après-2015 ».

En lien avec le développement urbain, la consommation de matériaux pour la réalisation des constructions et des infrastructures, la consommation énergétique liée aux déplacements, aux besoins des ménages et de la collectivité, le besoin d'amener les ressources nécessaires pour nourrir cette population localement densément présente, l'utilisation de produits chimiques de nettoyage ou d'entretien entraînent des impacts importants sur l'environnement urbain en général sont à l'origine de d'émissions de polluants diffuses (par opposition à une source polluante locale, par exemple liée à un déversement industriel ou accidentel, présent uniquement en un point). Le caractère diffus et multifactoriel des émissions de polluants en milieu urbain font que cette pollution est particulièrement difficile à combattre, mais aussi particulièrement difficile à comprendre et à prévoir.

Les principales catégories de micropolluants que l'on peut observer en zone urbaine sont les suivantes :

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (provenant en particulier du trafic automobile et des résidus de combustion par le chauffage au bois en milieu urbain), les métaux lourds, les PBDE (polybromodiphényléthers), les PCB (polychlorobiphényles), les alkylphénols, les pesticides (pour les entretiens des espaces verts en milieu urbain), les phtalates. Ces polluants peuvent être présents majoritairement sous deux formes lors du ruissellement de temps de pluie : sous forme particulaire ou sous forme dissoute. Dans certains cas, certains polluants peuvent être présents sous forme colloïdale, c'est-à-dire sous forme de sédiments fins en suspension en milieu aqueux et formant une phase distincte du milieu aqueux. Les structures moléculaires de certains de ces polluants sont présentées dans le Tableau 2. Les formules chimiques des 16 HAP considérés comme prioritaires par l'US EPA sont présentées dans le Tableau 3.

Tableau 2 Structure du BPA, des phtalates, du PBDE et des alkylphénols (d'après (Gasperi, 2013))

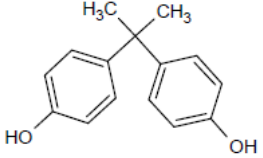
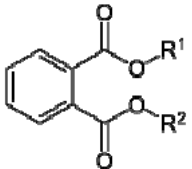
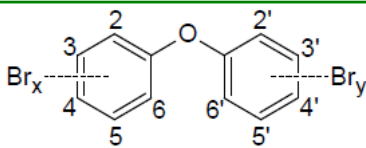
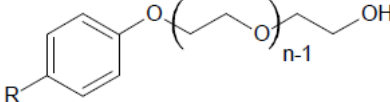
BPA	Phtalates
	
	<p>Avec R¹ et R² des groupements identiques ou différents <u>Ex.</u>: DEP, phtalate de diéthyle</p>
PBDE	Alkylphénols polyéthoxylés
	
<p>Avec x et y le nombre d'atomes de brome (x + y ≤ 10) <u>Ex.</u>: déca-BDE, 10 atomes brome</p>	<p>Avec R = C₉H₁₉ composés nonylphénoliques et R = C₈H₁₇ composés octylphénoliques <u>Ex.</u>: NP1EO, nonylphénol monoéthoxylé</p>

Tableau 3 HAP considérés comme prioritaires par l'US EPA (d'après rapport INERIS n°66244)

Nom	Nombre de cycles	Formule chimique
Naphtalène	2	C ₁₀ H ₈
Acénaphtylène	3	C ₁₂ H ₈
Acénaphène		C ₁₂ H ₁₀
Fluorène		C ₁₃ H ₁₀
Anthracène	4	C ₁₄ H ₁₀
Phénanthrène		C ₁₄ H ₁₀
Fluoranthène		C ₁₅ H ₁₀
Pyrène	5	C ₁₆ H ₁₀
Benzo(a)anthracène		C ₁₈ H ₁₂
Chrysène		C ₁₈ H ₁₂
Benzo(a)pyrène	6	C ₂₀ H ₁₂
Benzo(b)fluoranthène		C ₂₀ H ₁₂
Dibenzo(ah)anthracène		C ₂₂ H ₁₄
Benzo(k)fluoranthène	6	C ₂₀ H ₁₂
Benzo(ghi)pérylène		C ₂₀ H ₁₂
Indeno(1,2,3-cd)pyrène		C ₂₂ H ₁₂

Ces différents polluants ont fait l'objet d'études approfondies quant à leur caractérisation et aux sources et flux en milieu pour le milieu urbain (Bergé, 2012; Gasperi, 2006; Legret et al., 2005)

La réglementation européenne s'est saisie de la question de la restauration ou du maintien de la qualité des eaux de surface et souterraine par l'adoption de la directive cadre sur l'eau (EC/2000/60) qui est venue rassembler sous un même titre plusieurs directives antérieures, toutes consacrées au domaine de l'eau. En effet, la législation communautaire s'est d'abord intéressée aux usages de l'eau (eau potable, baignade, pisciculture, conchyliculture), puis à la réduction des pollutions (eaux usées, nitrates d'origine agricole). En 2000, différents volets ont été regroupés sous le nom de Directive cadre sur l'eau qui comprend pour chacun des 27 Etats membres :

- Un état des lieux
- La mise en place d'un plan de gestion
- La mise en place d'un programme de mesures
- La mise en place d'un programme de surveillance

La DCE a ensuite été complétée par deux directives filles très importantes également pour le domaine de l'eau : la directive EC/ 2006/118 ou Directive des eaux souterraines et la directive EC/ 2008/105 qui établit des normes de qualité environnementales ou NQE, substance par substance, afin d'indiquer les niveaux de concentration à ne pas dépasser pour ne pas porter atteinte à l'environnement ou à la santé humaine. Enfin, la Directive EC/ 2013/39 vient réviser un certain nombre de NQE

Les méthodes de toxicologie classique basées sur l'EC50 par exemple, ne sont guère adaptées pour des expositions chroniques et à très faibles doses de multiples polluants dans l'environnement, dont l'effet combiné est ce jour extrêmement difficile à évaluer avec les protocoles classiques.

4 Typologie des modèles hydrologiques de qualité des eaux

Tout d'abord, je propose ici de revenir sur une typologie des principaux modèles hydrologiques de qualité des eaux existants aujourd'hui.

4.1 Les modèles détaillés à base physique

Les modèles de qualité des eaux urbaines à base physique comportent une partie relative à la modélisation du flux d'eau et une partie relative à la modélisation des polluants.

Pour la partie dite « quantitative », ces modèles reposent sur les équations de la mécanique des fluides pour décrire les écoulements à surface libre sur les bassins versants urbain et dans le réseau. L'infiltration est représentée le plus souvent par la loi de Darcy ou les équations continues de Richards. Concernant la description du ruissellement, les équations de St Venant sont le plus souvent utilisées plutôt que les équations de Navier-Stokes, en raison de la faible épaisseur de la lame d'eau qui permet de considérer comme homogène les variables sur la verticale. L'écoulement est le plus souvent considéré incompressible et la viscosité constante. Les équations de St Venant sont de plus parfois simplifiées, sous forme d'équation d'onde cinématique ou diffusive selon les caractéristiques du terrain modélisé. L'exactitude des modèles à base physique repose sur la résolution auxquels ils sont employés et sur le niveau de description de l'espace urbain. Parmi ces modèles, on peut en citer deux que j'ai particulièrement utilisés pour mes travaux de recherche, à savoir le modèle FullSWOF (Le et al., 2015) et le modèle LISEM (De Roo et al., 1994; Jetten and Roo, 2001). Les équations résolues dans les modèles FullSWOF et LISEM sont les équations de Saint-Venant et expriment en tout point du domaine de calcul la conservation de la masse ainsi que celle de la quantité de mouvement dans les deux directions horizontales. Les méthodes numériques de résolution diffèrent entre les deux logiciels, bien que les deux logiciels utilisent tous les deux la méthode des volumes finis pour la résolution des équations. Ainsi, en chaque point de maille, nous obtenons la hauteur d'eau ainsi que la vitesse moyennée sur la verticale.

Concernant le transport des matières dissoutes et des matières en suspension, elles sont tour à tour régies par l'équation d'advection-diffusion et par l'ajout d'une vitesse de chute et de lois d'érosion pour représenter la mobilisation et le transport des particules.

4.2 Les modèles à base conceptuelle

Les modèles à base conceptuelle de type SWMM (Rossman, 2010) ou MUSIC (C. B. . Dotto et al., 2011) comportent aussi deux modules : un module qui représente la dynamique du flux d'eau et un module qui représente la qualité de l'eau. Pour ce qui concerne la modélisation quantitative, ces modèles utilisent le plus souvent la loi empirique de Manning en surface et représentent les sous bassins versants en zone urbaine sous la forme de réservoirs non linéaires. Les chemins de l'eau sont supposés être plus respectés que dans les modèles à base physique dans la mesure où l'exutoire

de chaque surface élémentaire est déterminé par la discrétisation de l'espace lui-même délimitant des sous-bassins versants en zone urbaine. La dynamique du flux d'eau en réseau d'assainissement est calculée le plus souvent de manière unidimensionnelle par l'utilisation des équations de St Venant ou de leur forme simplifiée.

La partie qualité de ces modèles est simulée par des lois d'accumulation des polluants (lors du temps sec) et de lessivage (lors du temps de pluie) (Sartor et al., 1974). Même si ces modèles sont qualifiés de conceptuels par certains car ils reposent plutôt sur des lois empiriques et non sur des équations issues de la mécanique des fluides, certains chercheurs qualifient aussi ces modèles de physique dans la mesure où les variables représentées par ces modèles peuvent être théoriquement mesurées et en tout cas revêtent une signification concrète. Il n'y a donc pas de consensus entre les auteurs sur ce qui relève véritablement d'une modélisation à base physique et de ce qui relève d'une modélisation conceptuelle. C'est finalement plus l'usage qui détermine si l'on se situe plus dans l'un ou l'autre cas.

La littérature montre qu'après calibration ces modèles ont des niveaux de performance tout à fait acceptables pour la partie hydrologie quantitative. Leur performance reste par contre bien moindre pour la partie qualitative.

La principale limitation de ces modèles, censés représenter de manière simplifiée et quasi intuitive la réalité est la moyenne spatiale qui est effectuée à l'échelle de chaque sous bassin versant. Les effets étant fortement non linéaires liés à la complexité et à l'hétérogénéité du terrain urbain, une valeur unique à l'échelle d'un sous bassin versant ne correspond pas à la moyenne des valeurs à plus petite échelle sur chaque sous-bassin, ce qui entraîne une perte de signification des variables et des paramètres à l'échelle des sous-bassins versants.

4.3 Les modèles stochastiques

Un modèle stochastique fait intervenir des paramètres suivant des lois aléatoires. Ces paramètres aléatoires ont des distributions dont les caractéristiques dépendent de l'expérience. Lors d'une modélisation stochastique, on effectue plusieurs simulations, ce qui donne également une distribution pour chacune des variables de sortie du modèle. Les sorties de modèles sont alors supposées suivre les mêmes lois statistiques que les observations. L'évaluation de la performance de la modélisation repose majoritairement sur ce principe.

Un modèle stochastique est par nature très intéressant dans le contexte urbain où la forte hétérogénéité des paramètres d'entrée et l'incertitude sur la valeur des paramètres (comme par exemple la vitesse de chute de Stokes) sont une difficulté majeure pour intégrer la bonne valeur des paramètres et des variables pour la modélisation déterministe.

En hydrologie urbaine, les modèles stochastiques de type MCMC (Monte Carlo avec Chaîne de Markov) ont été largement utilisés pour déduire à partir d'observations quelle était la distribution des paramètres du modèle la plus vraisemblable (Kanso, 2004).

On peut également utiliser des modèles stochastiques en hydrologie pour arriver à reproduire l'hétérogénéité spatiale et temporelle de certains paramètres (comme la conductivité hydraulique par exemple) qu'il est sinon impossible de mesurer.

4.4 Les modèles statistiques

La modélisation statistique consiste à utiliser les outils statistiques pour arriver à reproduire des variables aléatoires. Ainsi, la modélisation statistique sert à reproduire le comportement d'un système donné à un moment donné de ses conditions de fonctionnement. Typiquement, les réseaux de neurones peuvent tout à fait reproduire les pollutogrammes d'un bassin versant du moment que le jeu de données est suffisamment grand pour permettre un apprentissage. Mais d'autres types d'algorithmes d'apprentissage sont aussi disponibles. L'utilité de ce type de modèle peut tout à fait être valable pour prévoir le comportement d'un système donné du moment qu'il n'y a pas de changement notable dans le comportement de ce système, par contre, ce type d'outil ne peut absolument pas être utilisé à des fins prospectives.

Au jour d'aujourd'hui, les modèles statistiques ont plutôt été utilisés dans le cadre de la modélisation aquatique des milieux naturels comme les rivières ou les plans d'eau. Par exemple, pour les plans d'eau, on peut citer (Recknagel et al., 1997) et pour les rivières (Singh et al., 2009). Ces modèles ont par contre relativement peu été utilisés dans l'objectif de modéliser le réseau d'assainissement.

Contrairement aux modèles présentés précédemment dans la typologie proposée, les modèles statistiques se différencient car aucun processus n'est représenté par eux, ainsi qu'aucune variable n'ayant une signification concrète, à part bien sûr les variables de sortie que l'on cherche à reproduire par le modèle.

5 Positionnement de mes activités de recherche par rapport aux travaux antérieurs et aux activités du LEESU

5.1 Travaux antérieurs au LEESU

A mon arrivée au laboratoire, les travaux engagés précédemment sur le thème des contaminants concernaient le plus souvent des inventaires concernant les différents contaminants observés dans des prélèvements d'eaux urbaines (Zgheib, 2009) et des bilans quantitatifs réalisés entre les différents compartiments urbains concernant les transferts de contaminants entre ces compartiments à l'échelle de l'année (Gasperi et al., 2014).

Les travaux de modélisation hydrologiques urbains étaient dans une phase de démarrage au Leesu avec l'activité de l'équipe HM& Co concernant la modélisation hydrologique quantitative au sein de la plate-forme de modélisation Multi-Hydro (Gires et al., 2011) et la thèse de Guido Petrucci qui s'achevait dans le domaine de l'hydrologique quantitative mais avec l'utilisation du modèle conceptuel SWMM5 (Petrucci et al., 2014, 2013, 2012)

A mon arrivée au laboratoire, seuls quelques travaux de modélisation des contaminants avaient été conduits ((Kanso, 2004) et avaient conclu que les modèles « traditionnels » n'arrivaient pas à reproduire les pollutogrammes dans un bassin versant urbain. Après calage bayésien, ces travaux montraient la non-unicité des paramètres de qualité auxquels on parvenait. Ces travaux s'appuyaient sur plusieurs prélèvements réalisés lors du ruissellement de chaussées ou de toitures dans le quartier du Marais à Paris.

Différents modèles ont donc été proposés dans le passé, parmi lesquels les modèles «accumulation et lessivage», mis en œuvre dans la plupart des solutions logicielles qui ont souvent été utilisés pour reproduire des séries chronologiques de concentrations (Aryal et al., 2009; Obropta and Kardos, 2007a)

Les formulations utilisées dans ces modèles reposent le plus souvent sur le principe de l'accumulation sur les surfaces initiés par Sartor (Sartor et al., 1974). L'accumulation est exponentielle au départ puis atteint assez vite un pallier lié à l'érosion par le vent, aux divers phénomènes de remise en suspension dans l'air. Le lessivage est le plus souvent une fonction puissance du débit prenant en compte ou non la masse restante sur la surface.

Les modèles de qualité de l'eau sont le plus souvent jugés assez déficients dans leur capacité à reproduire la dynamique des polluants à l'exutoire et ce pour plusieurs raisons :

- insuffisance de la connaissance des processus précis en jeux,
- difficultés d'obtenir sur le terrain des données suffisamment représentatives.

Pour l'ensemble de ces raisons, ce sont le plus souvent des modèles utilisant des niveaux de concentrations moyens qui sont utilisés.

Le déficit de ces modèles n'a pas uniquement été montré par H. Kanso. En effet, les références sont nombreuses qui pointent du doigt les dysfonctionnements des modèles traditionnels de qualité des eaux. Bien que de tels modèles se soient révélés relativement performants pour un nombre limité d'événements pluvieux (Crobeddu and Bennis, 2011; Piro and Carbone, 2010; Wang et al., 2011), ils n'ont généralement pas été vérifiés en fonction de la qualité continue de l'eau à long terme (Métadier and Bertrand-Krajewski, 2012) et plusieurs résultats récents suggèrent que leur capacité à simuler la variabilité temporelle des concentrations de polluants dans les eaux de ruissellement pourrait avoir été surestimée (C. B. S. Dotto et al., 2011; Freni et al., 2009; Kanso et al., 2005; Shaw et al., 2010). En l'absence d'obligation réglementaire, les opérationnels du domaine de l'eau ont donc été conduits en France ceux-ci à peu les utiliser.

Pourtant, la simulation des variations temporelles des concentrations de polluants dans les eaux de ruissellement provenant des surfaces urbaines telles que les rues (ou les bassins versants plus importants) pendant les précipitations (et d'un événement à un autre) est d'un grand intérêt pour les chercheurs et les praticiens pour diverses applications et pour mettre en œuvre une véritable stratégie de gestion de la qualité des eaux pluviales.

5.2 Travaux portant sur les transferts de contaminants en milieu naturel

Dans le milieu naturel, les modèles hydrologiques incluent souvent un volet qualité. Les premières problématiques traitées concernaient en particulier les nitrates et les phosphates en raison de leur importance pour le milieu naturel. Ceux-ci étant émis sur le bassin versant, naturel ou anthropisé et étant la cause de pollutions préoccupantes pour le milieu naturel.

Par exemple, les modèles conceptuels n'ont besoin simplement que d'un débit à l'exutoire de la surface mais pas d'un débit ou d'une vitesse en tout point.

Ces modèles n'incluent pas de processus d'émission particuliers mais simplement des niveaux d'émission par type d'occupation du sol et par unité de temps.

Indépendamment de ces modèles de qualité des eaux, les modèles d'érosion en milieu naturel ont pour objectif de modéliser l'érosion de particules sur les bassins versants. Des applications récentes lient les deux types d'application, à savoir modélisation de la qualité des eaux en milieu naturel et modèles d'érosion ((Velleux et al., 2006). Le modèle TREX repose sur des émissions modélisées de manière conceptuelle par le modèle d'USLE. Ensuite, les particules sont transportées de manière physique par le flux d'eau.

6 Les objectifs initiaux de ma recherche

Etant donné le bilan décevant concernant la faible performance des modèles de contaminants des eaux urbaines et le besoin de les améliorer afin de proposer un jour de nouveaux outils de gestion pour mieux gérer la ville, un certain nombre de questions se sont naturellement posées au moment où j'ai défriché ce nouveau sujet de recherche :

- Quels sont véritablement les mécanismes d'accumulation sur les surfaces urbaines ? Est-il juste ou non de relier la masse déposée sur la surface urbaine à la durée de temps sec ?
- Est-il juste de représenter le processus de lessivage comme une simple loi de puissance ?
- Que peut apporter la mesure en continu et la mise en place de stations de mesures en zone urbaine pour mieux mesurer et comprendre les mécanismes liés au transport des contaminants ?
- Peut-on développer des modèles, éventuellement multi-milieux (entre l'air et l'eau) qui rendent compte des processus observés et ce, à différentes échelles ?

L'objectif que je me suis fixée en arrivant au LEESU a donc été de développer une modélisation à base physique basée sur une compréhension profonde des processus liés à la production et au transport des contaminants en zone urbaine, afin de mieux comprendre les raisons des dysfonctionnements des modèles existants et d'essayer de les améliorer..

L'enjeu était de pouvoir à la fois proposer des outils robustes et fiables de prévision des pollutogrammes obtenus en temps de pluie à l'exutoire d'un bassin versant urbain de taille moyenne (de l'ordre de quelques hectares), question plus scientifique qu'opérationnelle dans un premier temps, car au moment du lancement de cette thématique de recherche au LEESU, les opérationnels n'étaient pas véritablement en demande de nouveaux outils de prédiction de la qualité des eaux de ruissellement, ceux-ci étant jugés a priori inefficaces.

7 La stratégie mise en œuvre pour répondre à ces questions

- Mise en place d'expérimentations adaptées au développement d'un modèle sur un terrain réel
- Mesure en continu privilégiée de manière à avoir la meilleure description temporelle des pollutogrammes
- Approche multi-milieux (air-eau-sol)
- Choix d'une modélisation distribuée à base physique
- Différents modèles à différentes échelles
- Tests de différentes modélisations conceptuelles et confrontations aux nouvelles expérimentations.

8 Les travaux expérimentaux réalisés

8.1 Les développements métrologiques

Les différentes stratégies de modélisation que j'ai développées pendant ces dernières années ont nécessité de mettre en place des campagnes expérimentales spécifiques permettant soit de nourrir les modèles avec les données d'entrée appropriées (notamment résolutions spatiales et temporelles), soit permettant de confronter les résultats de simulation aux résultats d'expérimentation.

Dans le cadre de mes travaux de recherche, j'ai donc contribué à la conception et à la mise en fonctionnement au déploiement de plusieurs expérimentations : dans un premier temps, ces expérimentations ont porté sur les plans d'eau (dans le cadre de ma thèse puis dans le cadre du projet financé par la Région Ile de France PLUMMME). Ces activités étant un peu anciennes, je n'y ferai pas référence ici et je vais plutôt m'attacher à décrire les stratégies expérimentales mises au point dans le cadre de l'étude des contaminants en zone urbaine qui se rattachent à des activités de recherche plus récentes. Je ne serai pas exhaustive concernant tous les travaux expérimentaux réalisés mais j'essaierai dans la suite que les morceaux choisis soient représentatifs de l'approche retenue pour les dispositifs expérimentaux mis au point. La plupart de ces expérimentations ont été financées par le projet ANR Trafipollu (sur le bassin versant routier du Perreux sur Marne en particulier), mais aussi par le programme OPUR (bassin versant de Sucy en Brie).

Ces travaux expérimentaux ont été menés en lien avec la cellule technique du LEESU, au premier rang desquels Philippe Dubois, mais aussi Mohamed Saad et pour les analyses Emilie Caupos, qui ont contribué à cette mise en place expérimentale. Je tiens une nouvelle fois à la remercier ici dans ce manuscrit car sans eux, ces travaux expérimentaux n'auraient simplement pas existé.

L'expérience que j'ai pu acquérir au travers de ces travaux a été une expérience de coordination du personnel technique concerné au LEESU pour permettre d'atteindre collectivement les objectifs fixés au sein de l'expérimentation du projet Trafipollu.

8.1.1 Développement d'une station de mesure de surface dans le cadre du projet Trafipollu

Dans le cadre du projet Trafipollu, l'objectif était de pouvoir suivre les quantités et les qualités d'eau qui arrivaient à l'avaloir du bassin versant routier observé. La difficulté de ce type de mesure réside en plusieurs points : l'étroitesse du lieu à équiper (chambre d'un avaloir refermé dans sa partie supérieure par un tampon), non accessibilité de l'énergie électrique qui oblige le plus souvent à une autonomie suffisante des appareils de mesure, caractère transitoire du phénomène à observer : le ruissellement ne survient que lors des événements de pluie, or certains capteurs ont besoin d'être en eau pour pouvoir fonctionner. Enfin, le milieu urbain est un milieu « sale » et sujet à de nombreuses contaminations de tailles variables, ce qui pose souci pour les phénomènes à observer. Nous avons dû pour cette raison mettre en place des campagnes de maintenance hebdomadaires pour la maintenance du système (Figure 2C).

Concernant les quantités d'eau, les mesures ont été réalisées par le Cerema, mais le choix de matériel a été fait conjointement par le LEESU et par le Cerema. Je ne vais pas détailler ici le système mis en place. Le choix s'est porté sur l'achat d'un débitmètre électromagnétique fonctionnant en conduite pleine (marque Nivus).



Figure 2 Dispositif expérimental mis en place au niveau de l'avaloir destiné à observer le bassin versant routier Trafipollu (A : collecte de l'eau ; B : sonde multiparamètre ; C : maintenance hebdomadaire ; D : spectrofluorimètre 3D mis en place sur le terrain pour la mesure dynamique de la concentration en HAP ; E : chambre de mesures pour la sonde à HAP ; F : Armoire de mesures au complet)

Concernant la qualité de l'eau, le système comprend un circuit d'eau à l'intérieur de l'avaloir qui permet à la fois la mesure de débit et en sortie de canalisation d'effectuer une mesure en continu des principaux paramètres de qualité de l'eau par une sonde multiparamètres. La Figure 2A montre le dispositif canalisant l'eau à l'entrée de l'avaloir, son parcours dans la chambre et la sonde de mesure en continu au niveau de l'extrémité aval (Figure 2B).

En parallèle des mesures en continu, le système est capable de réaliser des prélèvements représentatifs d'une grande majorité des événements pluvieux (le dimensionnement a été fait sur une pluie annuelle), en prélevant des échantillons à intervalles de volumes constants ayant traversé le système (Figure 2F). La collecte de

ces échantillons alternativement dans un contenant en verre et en plastique permet de conduire des analyses des 13 HAP principaux (contenant en verre) et des ions majeurs et des éléments traces métalliques (contenant en plastique) sans risque de contamination supplémentaire par le contenant.

De plus, et ce sera exposé à la suite, le système a été conçu pour régulièrement pouvoir faire circuler les eaux de ruissellement de chaussée dans la cuve d'un spectrofluorimètre 3D dans l'objectif de réaliser une mesure en continu des HAP dans les eaux de ruissellement. Les développements relatifs à cette mesure des HPA « en continu » seront exposés ultérieurement dans ce manuscrit. La Figure 2D montre le spectrofluorimètre 3D qui a été mis en place sur le terrain et la Figure 2E montre la chambre de mesures qui a été conçue pour réaliser la mesure de HAP dans un petit volume d'eau à chaque recirculation de l'eau dans le circuit.

Ce système de mesure en continu a permis d'observer des données de quantité et de qualité d'eau au niveau de l'avaloir instrumenté dans le cadre du projet Trafipollu de l'été 2014 à l'été 2015, soit sur une année hydrologique. Ce dispositif expérimental a également servi dans le cadre des thèses de Yi Hong et de Saja El Ali afin de fournir les données expérimentales indispensables au développement de modèles de qualité des eaux urbaines.

8.1.2 Développement d'un protocole d'échantillonnage des dépôts secs

Lors du projet Trafipollu, nous avons développé en collaboration avec l'IFSTTAR Nantes, notamment Béatrice Béchet, un protocole de prélèvement des dépôts sur les chaussées. L'objectif de ces mesures était de pouvoir réaliser un lien entre la contamination de l'air, la contamination des surfaces et la contamination de l'eau à l'exutoire de la surface urbaine considérée.

Il a été choisi de répéter des mesures d'aspiration sur chaussée (surface type de 2m² ou 10m²) en 3 localisations du bassin versant « quartier » du projet Trafipollu. A chaque fois, les dépôts secs ont été prélevés en 3 points : sur la route, dans le caniveau et sur la chaussée, afin de mettre en évidence l'hétérogénéité du processus de déposition par rapport à l'axe roulé et selon ce qui avait déjà été observé par certains auteurs (Deletic and Orr, 2005).

3



Figure 3 Localisation des différents points de prélèvements lors de la campagne de dépôts secs réalisée en octobre 20014 sur le bassin versant du Projet Trafipollu (Le Perreux sur Marne)

Pour chacun des points de prélèvement, un protocole d'aspiration à sec a été mis en place pour des raisons pratiques sur le terrain (voir Figure 4). En effet, il n'est absolument pas facile d'amener sur le terrain pour plusieurs séances de mobilisation des dépôts de temps sec des litres et des litres d'eau pour actionner un compresseur à eau. Pourtant la technique de mobilisation humide semble être la plus proche de la mobilisation par les gouttes de pluie, comme en témoignent certaines publications (Bris et al., 1999).



Figure 4 Réalisation du protocole d'aspiration à sec

Nous avons donc choisi de mettre en place le protocole en accord avec (McKenzie et al., 2008). Seul un protocole d'aspiration à sec dans des sacs papier a été appliqué pour ne pas perdre des particules fines dans le moteur de l'aspirateur. Les échantillons qui en résultent (poussières) sont ensuite envoyés à Nantes et Paris après récupération (surface totale de 2 m²). Les différentes étapes de la mesure consistent en :

- Délimitation au ruban adhésif d'un rectangle de 2 m² (1x2m, longueur parallèle au trottoir) ;
- Elimination des macrodéchets (mégots, feuilles mortes, morceaux de verre, fruits des érables)
- Brossage à la brosse dure par bandes dans toutes les directions en insistant sur les fissures présentes dans le revêtement
- Aspiration par bandes successives dans les 2 directions (vitesse d'aspiration : environ 5cm/s) dans les sacs aspirateur au préalable séchés (40°C) et pesés
- Fermeture des sacs en papier avec un morceau de papier absorbant maintenu par du scotch

La localisation des points de prélèvements est soigneusement répertoriée et reproduite lors de 2 campagnes de mesures ayant eu lieu à l'automne 2014 et à l'été 2015 (voir Figure 5):

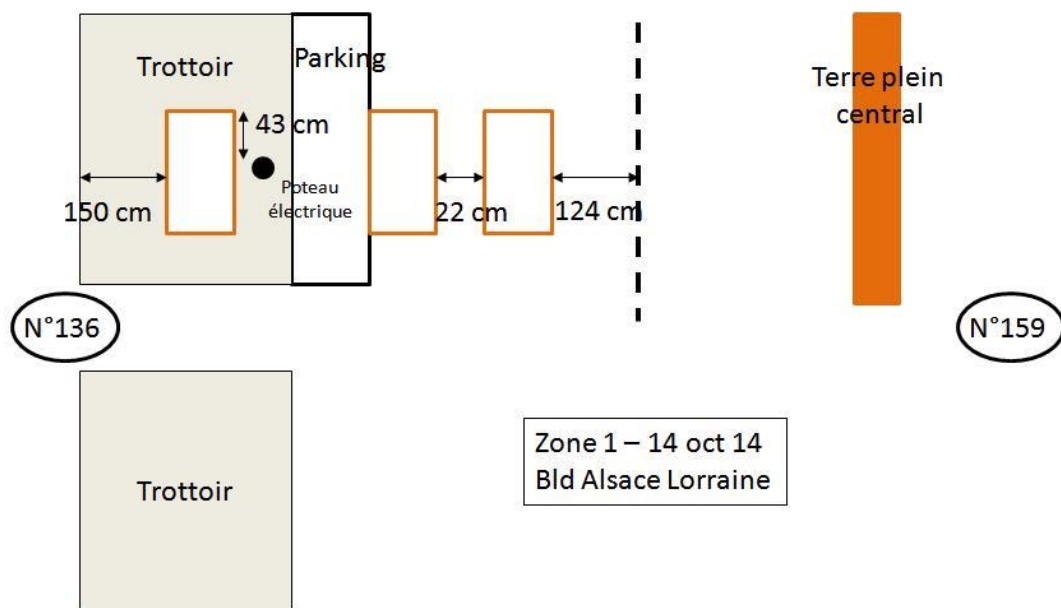


Figure 5 Positionnement des différents points de prélèvement en milieu de trottoir, dans le caniveau et au milieu de la bande roulée.

Les résultats obtenus montrent que la distribution de taille des particules et les masses récupérées dépendent de l'emplacement d'échantillonnage sur une chaussée, dans le caniveau ou sur le trottoir. On voit ainsi de manière très claire que les particules sont plus grossières sur la bande roulée, de taille intermédiaire au niveau du caniveau et fines au niveau du trottoir. Les quantités de particules récupérées suivent, elles, une évolution contraire. Par ailleurs, si les teneurs ne peuvent être clairement mises en relation avec les tailles de particules pour les contaminants métalliques, la relation entre teneur et taille des particules est très claire pour les HAP : les niveaux de contamination les plus élevés sont sur le trottoir et le caniveau, mais en aucun cas au niveau de la bande roulée. Les résultats ont souligné la relation entre la taille des particules, la distribution spatiale et les concentrations de polluants. Les données sur la micro-caractérisation ont été obtenues pour confirmer les résultats.

L'ensemble de ces travaux est disponible pour la lecture dans (Béchet et al., 2015).

Un second article est actuellement en cours de rédaction.

L'étude a fourni des données utiles pour la mise en œuvre d'un modèle de qualité de l'eau à base physique qui prend en compte les différentes classes de particules, en particulier dans le contexte de la thèse de Yi Hong.

8.1.3 Développement d'une station de mesure du lessivage sur les surfaces urbaines.

Afin de mieux comprendre les mécanismes à l'œuvre dans la mobilisation des polluants, un simulateur de pluie a été réalisé afin de réaliser en conditions contrôlées la mobilisation des polluants sur une surface urbaine en conditions réelles.

Le simulateur de pluie est composé de plusieurs éléments :

- Une buse à arrosage circulaire qui couvre largement la zone à étudier (de 1m^2) et qui, de ce fait, arrose un peu à l'extérieur de la zone étudiée qui est de forme carrée.
- La zone arrosée est délimitée de manière hermétique par rapport au reste de la surface plane arrosée. Pour cela, des joints ont été posés sur tout le contour de la zone délimitée. La mise en place de bois sur les montants métalliques supports de ces joints permet d'assurer l'étanchéité du système.
- La zone arrosée doit être légèrement inclinée et sur le côté d'altitude la plus basse, l'eau ruisselée est aspirée et vient rejoindre un bidon dans lequel la mesure est effectuée en ligne.



Figure 6 Délimitation de la zone carrée étudiée par des montants métalliques et jointés et présence des balais d'aspiration sur un côté

La zone étudiée est connectée à un bidon de mesures dans lequel, il y a à la fois une mesure de débit qui est mise en place et une mesure de turbidité (sonde de marque OTT).

En aval de la zone de ruissellement, le dispositif est constitué de deux chambres : une chambre de mesure qui comprend à l'intérieur d'un bidon un circuit d'eau. L'eau s'écoule alors dans le fond du bidon par un système de trop plein. Voici un schéma succinct du dispositif mis en place (schémas réalisés par P. Dubois) (voir Figure 7):

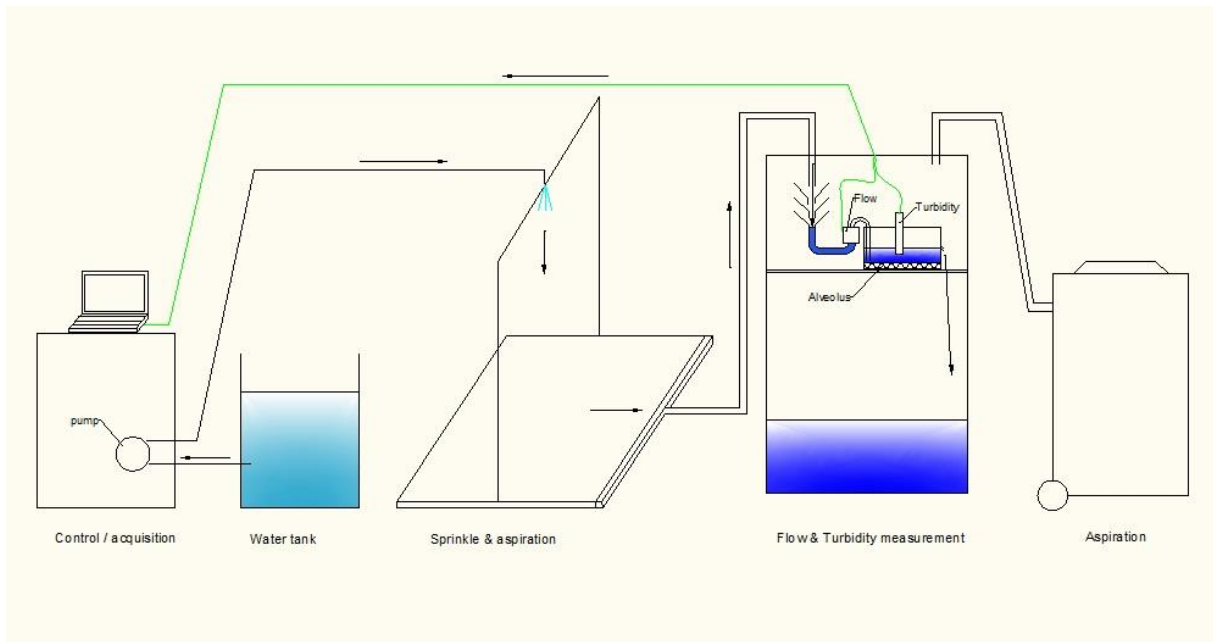


Figure 7 Schéma de principe de l'expérimentation de lessivage réalisée (d'après P. Dubois)

Le bidon où sont réalisées les mesures réalise l'aspiration depuis la surface étudiée par l'établissement d'un vide par un aspirateur connecté de manière hermétique à ce bidon.



Figure 8 Photo d'ensemble du dispositif d'analyse du lessivage

Les problèmes que nous avons eu à affronter concerne le circuit d'eau qui lors qu'il était trop turbulent et trop plein de bulles ne donnait pas des mesures de débit

exactes. Il a donc fallu tranquilliser l'eau sur une très courte distance puisque le bidon dans lequel sont effectuées les mesures est de taille très réduite. Ceci a été possible en « cassant » l'arrivée d'eau provenant de la surface à aspirer par des entonnoirs placés en quinconce et acheminant l'eau jusqu'à la mesure de turbidité et de débit. A chaque test de lessivage, l'arrosage a duré 10 minutes, avec une vitesse de la pompe de 2L/min, ce qui implique que chaque test mobilise 20L d'eau qui sont envoyés sur la surface arrosée à chaque fois.

Différents points ont été vérifiés avec la mise en place sur le terrain et ont nécessité des adaptations :

- Nous avons vérifié que la taille des gouttes de pluie générées était réaliste par rapport aux pluies enregistrées en France. Pour cela, le disdromètre Thies acheté dans le cadre de l'OSU Efluve a été mis en place au sein même du simulateur de pluie et a permis de vérifier que c'était effectivement le cas.
- Nous avons vérifié que les volumes d'eau récupérés étaient effectivement réalistes par rapport aux coefficients de ruissellement traditionnellement observés sur les surfaces imperméables urbaines (Ramier, 2005).

Pour les différents tests réalisés, nous avons toujours récupéré entre 17 et 18L d'eau pour 20L d'eau envoyés sur la surface, ce qui est conforme aux attentes auxquelles on pouvait s'attendre en matière de dispositif expérimental.

- En conditions réelles, sur le terrain, il a fallu par ailleurs protéger le système des vents latéraux qui pouvaient changer la direction des gouttes de pluie et donc influencer sur la mesure. Le système a donc été complété par des bâches latérales qui jouent ce rôle.



Figure 9 Dispositif expérimental d'analyse du lessivage protégé des vents latéraux par des bâches

Le dispositif de mesure du lessivage présente l'extraordinaire avantage de pouvoir être amené et déplacé sur un terrain réel, ce que nous avons fait lors de la deuxième campagne d'analyse des dépôts secs qui a eu lieu à l'été 2015.

Ainsi les 3 localisations échantillonnées pour les dépôts secs (voir paragraphe précédent) l'ont été aussi pour le lessivage, ce qui va prochainement permettre d'analyser quelle fraction des particules est effectivement mobilisée lors de la simulation d'un évènement de pluie et quelle fraction est artificiellement mobilisée lors de la réalisation de l'expérimentation « à sec », par aspiration.

L'exploitation de ces résultats d'expérimentation est en cours de réalisation dans le cadre de la thèse de Saja El Ali. A partir de ces résultats expérimentaux, nous espérons prochainement affiner les lois de lessivage mais aussi comprendre le lien entre accumulation et lessivage par l'exploitation conjointe des prélèvements à sec effectués pour les dépôts et de l'expérimentation de lessivage.

L'exploitation des résultats obtenus à partir de ce dispositif de mesures est disponible dans un article qui vient d'être soumis ((Al Ali et al., 2017))

8.1.4 Développement de la mesure en continu des HAP dans l'environnement.

Ces travaux ont été réalisés dans le cadre de 3 stages scientifiques que j'ai encadré ou co-encadrés :

- Le stage de Guillaume Boutin de l'Ecole Centrale de Nantes
- Le stage d'Ana Le Cerf, ENPC, stage scientifique de 1^{ère} année
- Le stage de Zakia Benrezkallah, stage de Licence de l'UPEC

L'ensemble de ces travaux sur les HAP ont été réalisés en collaboration avec Adèle Bressy.

Les principaux HAP dans les eaux de ruissellement

La composition des HAP présents dans les eaux de ruissellement urbaines est variable car elle dépend d'une multitude de facteurs comme les caractéristiques du site étudié, les événements pluvieux et les protocoles d'échantillonnage ou d'analyse mis en oeuvre. Cependant, on peut dégager une composition moyenne à partir des recherches récemment menées sur le sujet. Ainsi, les études évaluent des concentrations de HAP dans les eaux de ruissellement entre 1 et 20 µg/L. Bien que (Menzie et al., 2002) précisent que les eaux de parking présentent généralement des concentrations en HAP supérieures à celles des eaux de chaussées, les différentes études évaluent des concentrations du même ordre de grandeur. En revanche, les concentrations mesurées sur les autoroutes sont très nettement supérieures, pouvant atteindre 3800 µg/L. Les principaux polluants qui apparaissent régulièrement dans l'analyse des eaux de ruissellement urbaines sont les suivants : fluoranthène, phénanthrène, pyrène, chrysène, benzo[b]fluoranthène [2], benzo[k+j]fluoranthène, triphylène, perylène [1]. Selon l'étude de (Van Dolah et al., 2005), en moyenne 5 HAP (fluoranthène, pyrène, chrysène+triphylène, benzo[b]fluoranthène et benzo[k+j]fluoranthène) constituent 61,5% des HAP totaux présents. Ces résultats confirment l'étude qu'avaient menée (Ngabe et al., 2000) et dans laquelle ces 5 HAP formaient 57% du total des HAP analysés dans les eaux de ruissellement sur routes.

Origine de la présence de HAP

A partir de l'analyse détaillée des différents types de HAP détectés dans les eaux de ruissellement, on peut formuler quelques hypothèses concernant l'origine précise de leur présence. Le tableau ci-dessous donne les indices aromatiques des sources potentielles de contamination des eaux de ruissellement (huile lubrifiante, carburant, gaz d'échappement, résidu pneumatique, poussière de rue, etc.). HAPM indique le pourcentage de HAP induits par les différentes sources considérées. LMW/HMW donne quant à lui le rapport, pour chaque source, entre molécules dites "légères" et molécules dites "lourdes". Enfin, trois rapports sont présentés : le fluorène par rapport au pyrène, le phénanthrène par rapport à l'anthracène et le benzo()anthracène par rapport au chrysène.

Tableau 4 Tableau des indices aromatiques des sources potentielles de contamination des eaux de ruissellement

Sources	HAPM (%)	LMW/HMW	Fluo/Pyr	P/A	B(a)A/Chry
Asphalte	Chry (16 %)	0,52	1,0	24	0,3
Huile lubrifiante	P (27 %)	0,59	0,4	4,75	0,4
Pneu	N (28 %)	3,75	0,4	1,25	1,0
Carburant	P (15 %)	1,50	1,0	1,0	-
Poussière de rue	Fluo (17 %)	0,20	1,0	6,25	0,8
Aérosols urbains	B(b)F (16 %)	0,14	1,2	7,3	0,6
Gaz d'échappement	P (20 %)	0,83	1,0	11,2	0,7

Références : Hoffman et al., 1984 ; Takada et al., 1990 ; Ngabe et al., 2000 ; Brown et Peake, 2006 ; Wang et al., 2000 ; Brandt et De Groot, 2001.

L'observation des rapports est un élément clé puisqu'elle permet de déterminer quelle est la source de HAP majoritaire. Au moyen de ces signatures, de nombreux auteurs soulignent la forte contribution des gaz d'échappement, et dans une moindre mesure des huiles lubrifiantes automobiles, à la contamination des eaux de ruissellement (Hoffman et al., 1984; Ngabe et al., 2000). Ces études confirment l'importance du trafic automobile dans la contamination en HAP des eaux de ruissellement. Le même type de signature a été observé dans le cadre du projet ANR Trafipollu sur les 10 échantillons représentatifs d'évènements de pluie qui ont pu être analysés au laboratoire.

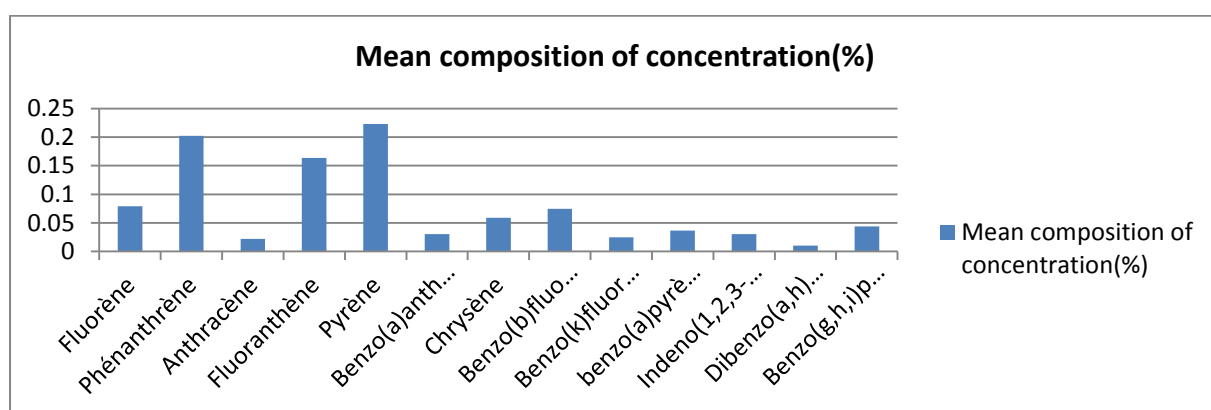


Figure 10 Pourcentage moyen des différents HAP observés dans le cadre du projet ANR Trafipollu pour les évènements pluvieux échantillonnés à l'exutoire du bassin versant routier observé

Facteurs influençant la composition en HAP

De nombreux facteurs influencent la composition en Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques dans les eaux de ruissellement urbaines. En effet, les eaux de ruissellement provenant des routes sont un mélange d'eau de pluie, de poussières de rue, de contaminants issus des gaz d'échappement, de l'abrasion des pneus, d'émission d'huiles de moteur. Différentes sources sont ainsi mélangées, ce qui complexifie le problème (Zhang et al., 2008). De plus, la concentration en polluants dépend fortement du site étudié et notamment du trafic routier. Ainsi, si (Mitsova et al., 2011) ne parviennent pas à des résultats très significatifs, (Gunawardena et al., 2014) aboutissent à la conclusion que la congestion du trafic routier influe positivement le taux de certains HAP présents dans les eaux de ruissellement. Les études démontrent notamment que l'intensification du trafic provoque une augmentation de la concentration en HAP à 5 ou 6 cycles benzéniques. Mais aucune corrélation entre le trafic et la concentration en HAP à 3 ou 4 cycles n'a été établie du fait de leur grande volatilité. Enfin, la concentration en HAP dans les eaux de ruissellement dépend fortement des événements météorologiques et notamment pluvieux qui subviennent dans la zone étudiée. Ainsi, (Mangani et al., 2005) et (Zhang et al., 2008) ont démontré que le taux de HAP dans les eaux de ruissellement est beaucoup plus élevé au printemps qu'en été car les conditions météorologiques durant la saison estivale favorisent la dispersion et la dégradation des particules polluantes..

On peut également dégager une certaine saisonnalité entre le printemps/été et l'automne/hiver. En effet, on peut montrer que la concentration en HAP dans l'atmosphère est bien plus élevée en hiver qu'en été.

Le principe de la spectrofluorimétrie

Dans le cadre du projet ANR Trafipollu, notre objectif a été de mettre au point une mesure « en continu » des HAP, pouvant permettre de discerner entre les différentes molécules en présence. Pour cela, nous avons utilisé la spectrofluorimétrie, dont je vais brièvement rappeler le principe ci-après.

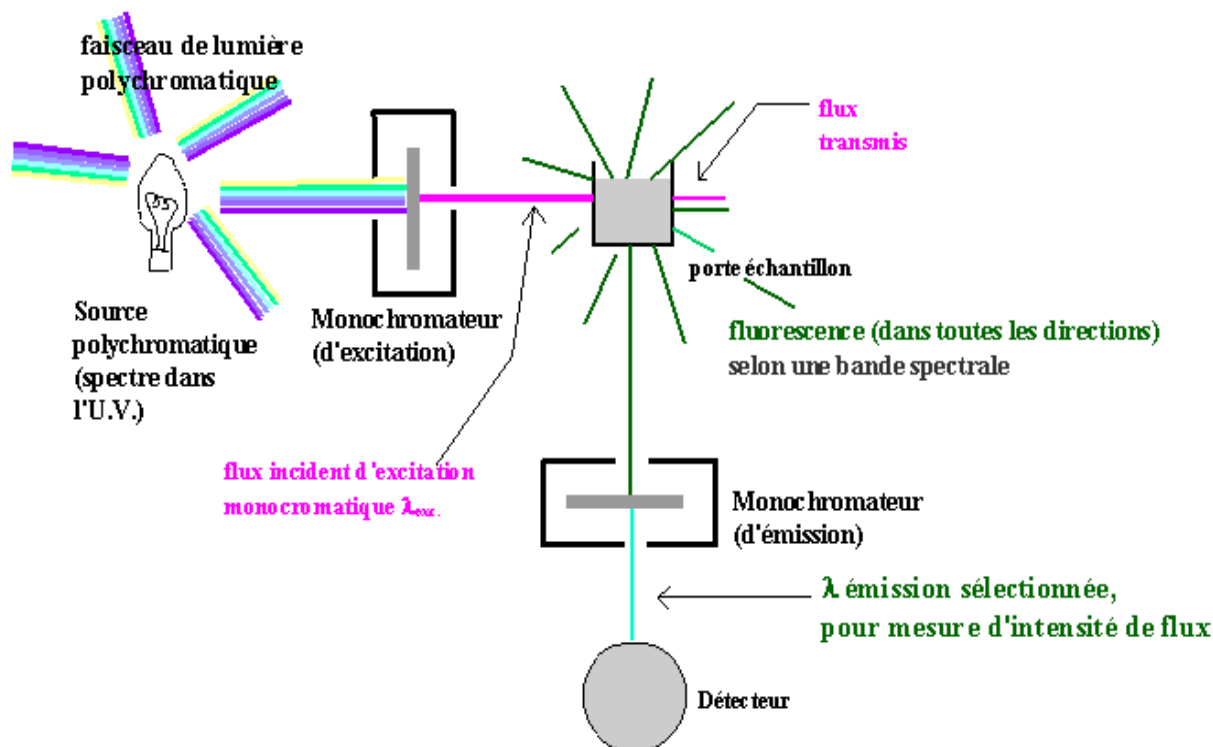


Figure 11 Principe de la spectrofluorimétrie

Les différents HAP présentent la propriété de réémettre la lumière dans des longueurs d'onde légèrement différentes que la lumière excitatrice. On dit qu'ils ont des signatures spectrales différentes, c'est-à-dire que la localisation du spectre associé à chaque molécule ainsi que sa forme diffère. La propriété est conférée par la présence d'un ou plusieurs cycles benzéniques dans les molécules de HAP.

L'analyse des eaux urbaines en HAP dans le cadre du projet Trafipollu. - Mise au point du système expérimental

Les objectifs que nous avons poursuivis dans le cadre du projet Trafipollu ont consisté à vouloir vérifier la faisabilité de la mise en place d'une mesure en continu des HAP dans le ruissellement urbain. Pour cela, il était nécessaire de pouvoir déployer sur le terrain un dispositif de mesure qui puisse mesurer la concentration en HAP à intervalles de temps réguliers tout au long d'un événement pluvieux.

Les sondes HAP disponibles dans le commerce avant le début de ses travaux de recherche ne pouvait mesurer des fluctuations en HAP que comprises entre 1 et 5 $\mu\text{g/L}$, ce qui correspond au même ordre de grandeur que les concentrations en HAP connues dans les effluents routiers. L'utilisation d'une sonde « toute faite » du commerce, ne pouvait donc pas convenir.

Le choix que nous avons fait a donc consisté en l'adaptation au terrain particulier de la mesure du ruissellement un spectrofluorimètre 3D fibré, comportant de plus une lampe flash Xénon qui permet une mise en route immédiate de l'appareil après mise sous tension. Cette propriété est tout à fait cruciale dans le cas de l'étude des événements de pluie puisqu'ils surviennent de manière incontrôlée et qu'il faut être

capable de réaliser des spectres rapidement. Le seul appareil qui possédait ces caractéristiques en 2014 était le spectrofluorimètre Cary Eclipse 3D de chez Agilent qui a donc été acheté dans le cadre du projet Trafipollu.



Figure 12 Installation du spectrofluorimètre sur le site expérimental du bassin versant routier du projet Trafipollu

Le système a été adapté pour faire une mesure en continu sur le terrain. Même si le dispositif technique a été acheté avec la possibilité de fonctionner sur batteries, nous avons pu avoir une connexion dans le cadre de Trafipollu, ce qui a grandement facilité la mise en place du spectrofluorimètre. Grâce à tous les travaux d'adaptation technique de Philippe Dubois, le système piloté par un ordinateur de terrain permet de réaliser un cycle de mesure des HAP chaque 3 minutes. Un petit volume d'eau transitant dans le système est alors aspiré, arrive dans la chambre de mesures, puis le système est mis au repos pendant environ 20 secondes, pour éliminer de possibles remontées de bulles liées à la turbulence du flux d'eau. Le spectrofluorimètre se met ensuite à scanner l'échantillon en balayant les longueurs d'onde programmées en excitation et en émission les différentes longueurs d'onde. Le système est ensuite rincé à l'eau propre après chaque événement de pluie. L'ensemble de l'acquisition de la mesure pour chaque échantillon d'eau dure 3 minutes. Le système fonctionne à flux continu puisque les différents cycles (prélèvement-analyse) s'enchainent les uns à la suite des autres.

Dans le cadre du projet Trafipollu, tous les événements de pluie ont donc été analysés du d'octobre 2014 à juillet 2015. Nous avons une banque de spectres extrêmement conséquente dont il faudra analyser à l'avenir la variabilité.

Les spectres ont été comparés aux analyses de laboratoire des prélèvements représentatifs des événements pluvieux réalisées dans le cadre du projet. Le système étant conçu de la manière suivante : les prélèvements destinés aux analyses étaient

prioritaires sur les prélèvements pour le spectrofluorimètre. De plus, avant l'envoi des échantillons au laboratoire, un spectre a été acquis correspondant à chaque échantillon moyen de chaque évènement pluvieux.

La méthode employée

La méthode employée est celle de la décomposition trilineaire de type PARAFAC (Bro, 1997).

La méthode PARAFAC consiste en le fait de décomposer un ensemble de spectre sur une base telle que tout spectre peut s'exprimer comme la multiplication des composantes sur chaque membre de la base.

$$x_{ijk} = \sum_{f=1}^F a_{if} b_{jf} c_{kf} + \epsilon_{ijk} \quad (1)$$

pour $i=1\dots I$, $j=1\dots J$ et $k=1\dots K$ avec :

- i le numéro de l'échantillon ;
- j l'indice de la longueur d'onde d'émission ;
- k l'indice de la longueur d'onde d'excitation ;
- F le nombre de composants.
- x_{ijk} correspond à un élément de la matrice de fluorescence 3D, c'est-à-dire ici à l'intensité de l'échantillon i , mesurée à la longueur d'onde d'émission j et à la longueur d'onde d'excitation k ;
- ϵ_{ijk} correspond au signal résiduel contenant le bruit et la variation entre l'EEM réelle et la modélisation ;
- a_{if} représente le poids du fluorophore sous-jacent f dans l'échantillon i ;
- b_{jf} représente la contribution du fluorophore f à son spectre d'émission à la longueur d'onde d'émission j ;
- c_{kf} représente la contribution du fluorophore f à son spectre d'excitation à la longueur d'onde d'excitation k .

Les résultats que je vais présenter ici ne concernent pas l'analyse de toute la base de données, qui n'a d'ailleurs pas été totalement réalisée à ce jour, mais simplement la tentative de mettre en relation les spectres obtenus aux concentrations réalisées en laboratoire des différents HAP. Cependant, pour des raisons expérimentales, nous n'avons que 4 évènements de pluie qui ont été analysés et pour lesquels un spectre 3D de fluorescence a pu être acquis en parallèle. Dans le cadre de ce projet, la confrontation aux analyses chimiques est donc relativement faible.

Dans un premier temps, nous avons voulu vérifier l'homogénéité des pools de spectres pendant certains évènements pluvieux analysés par spectrofluorescence 3D. On entend par homogénéité, le fait que les différents spectres puissent être décomposés sur une base PARAFAC adéquate avec un minimum d'erreur. Si l'erreur est trop grande alors l'échantillon est appelé « outlier ».

- Un premier pool de spectres, composé de 60 spectres a été réalisé à partir des évènements des 07/12/2014 et du 15/12/2014

- Un second pool de spectres a été constitué à partir des évènements des 07/12/14 + 15/12/14 + 11/12/14 pour vérifier si la décomposition trilineaire était bien robuste sur la période.

Dans un second temps, nous avons ensuite voulu vérifier le statut des échantillons moyens (« outliers » ou pas) des différents évènements de pluie analysés chimiquement : évènements des 07/10/14, 09/10/14, 22/10/14, 17/11/14, 26/11/14, 09/12/14, 02/02/15, 27/04/15, 04/05/15. Parmi ces échantillons, il est intéressant de noter que seuls les échantillons hivernaux n'étaient pas considérés comme « outliers », les autres l'étant.

La décomposition a permis une validation d'un modèle à 4 composants et nous avons ensuite cherché à décomposer sur cette même base les 4 évènements pluvieux disponibles et qui n'étaient pas des « outliers ».

Validation d'un modèle à 4 composants pour le pool n°1 puis le pool n°2

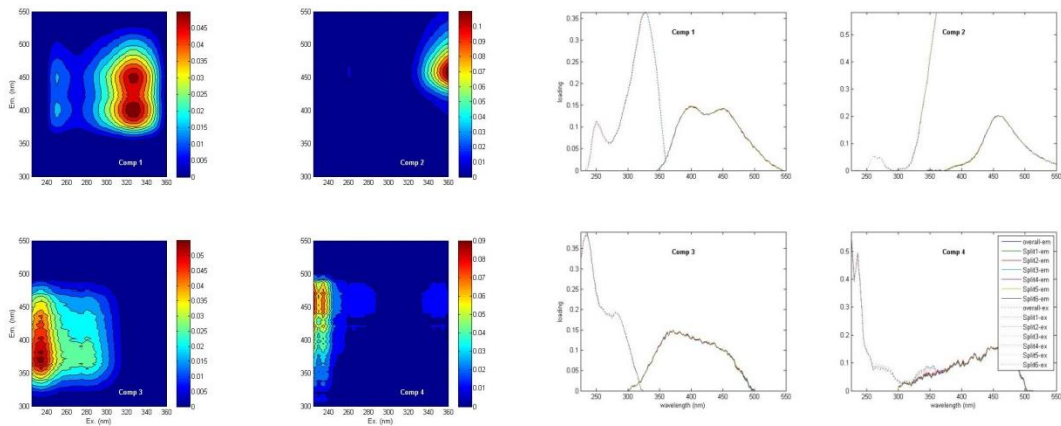


Figure 13 Validation d'un modèle à quatre composantes à partir des 2 pools de spectres agrégés

Les concentrations particulaire, dissoute et totale pour ces prélèvements moyens figurent dans le Tableau 5.

Tableau 5 Décomposition PARAFAC issue de la mesure spectrofluorimétrique des échantillons moyens issus de quatre évènements de pluie et qui ne sont pas des outliers, prélèvements effectués au niveau de l'avaloir monitoré dans le cadre du projet ANR Trafipollu

Date de l'évènement de pluie	Composant 1	Composant 2	Composant 3	Composant 4	Concentration particulaire (ng/L)	Concentration dissoute (ng/L)	Concentration totale (ng/L)
9/10/2014	1.55	2.26	1.82	-0.81	1412.32	128.29	1540.61
22/10/14	2.70	2.8	2.22	1.21	1163.78	102.50	1266.27
17/11/14	2.94	3.18	2.89	1.01	1041.04	148.31	1189.35
26/11/14	2.59	2.99	2.77	0.48	1735.49	171.82	1907.30

Nous avons pu constater une relation multilinéaire entre la concentration observée en HAP dissous et les différentes composantes de la décomposition trilinéaire.

$$C_{\text{HAP dissous}} = 188.6 \times \text{Composant}_3 - 194.4 \times \text{Composant}_2 + 226.08$$

La validation du modèle calibré a donné les résultats suivants :

Tableau 6 Comparaison entre concentration en HAP dissoute mesurée et concentration en HAP simulée par le modèle trilinéaire.

Date de l'évènement pluvieux observé	Concentration dissoute mesurée	C dissoute simulée
9/10/2014	128.29	130.98
22/10/14	102.50	101.68
17/11/14	148.31	154.36
26/11/14	171.82	168.58

A partir de cette décomposition, la relation a été appliquée aux spectres obtenus toutes les 3 minutes pour certains évènements de pluie afin d'observer l'évolution de la concentration en HAP dissous en fonction du débit observé dans l'avaloir.

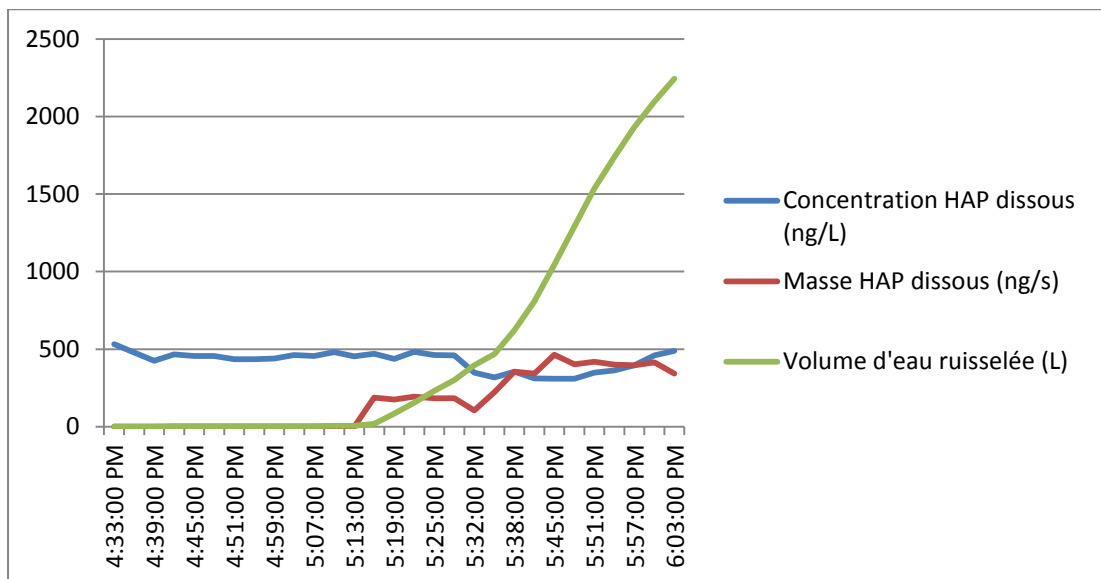


Figure 14 Simulation de l'évolution dans le temps de la concentration en HAP dissoute et du flux de HAP transféré dans l'avaloir pour l'évènement du 07/12/2014.

Sur la Figure 14, nous observons les résultats du modèle appliqué aux spectres enregistrés toutes les 3 minutes dans l'avaloir. Les résultats sont tout à fait cohérents avec ce qui serait attendu, à savoir une augmentation forte du flux de polluants dissous lors de l'augmentation du débit au niveau de l'avaloir. Les concentrations en HAP

dissous varient mais relativement faiblement (-30%) lors de du pic de débit à l'exutoire de la surface.

Cependant les variations de concentrations en HAP dissous semblent pouvoir atteindre des niveaux plus importants (de l'ordre de 50%) comme le montre l'étude de l'évènement de pluie des 14 et 15 décembre 2014, représenté sur la Figure 15.

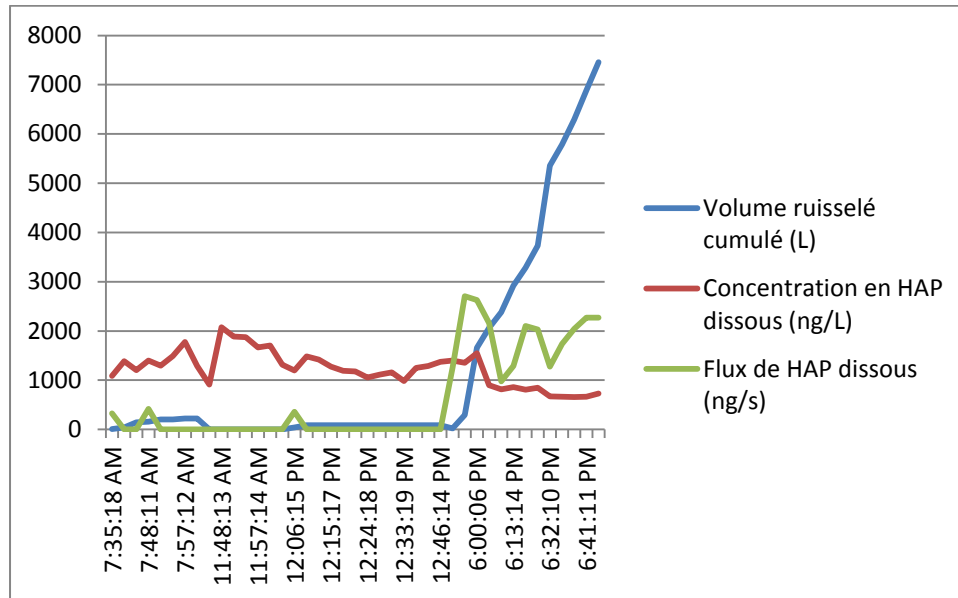


Figure 15 Simulation de l'évolution dans le temps de la concentration en HAP dissoute et du flux de HAP transféré dans l'avaloir pour l'évènement du 14-15/12/2014.

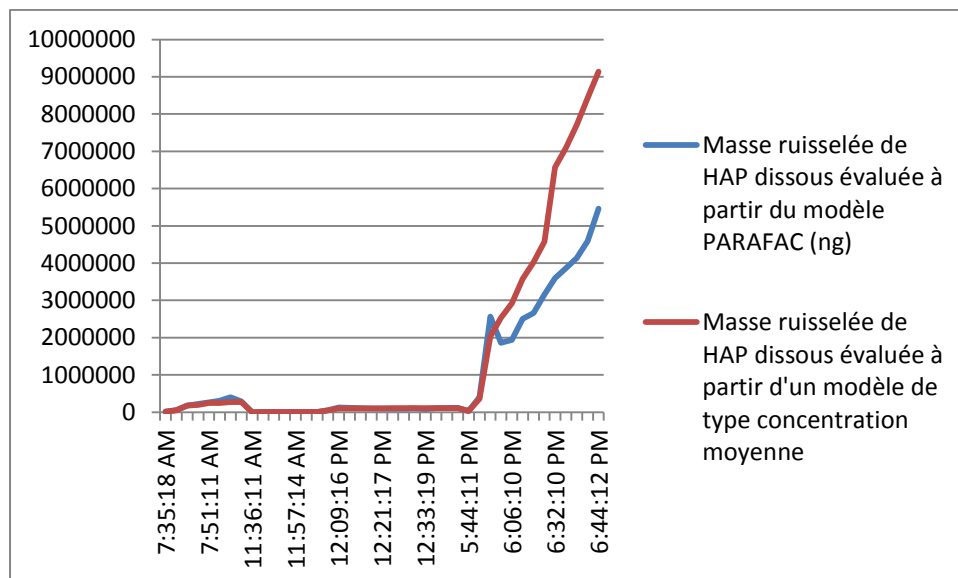


Figure 16 Comparaison entre masse transférée à l'avaloir lors de l'évènement du 15/12/2014 entre une simulation utilisant les données spectrales et l'analyse PARAFAC et une simulation basée sur la connaissance de la concentration moyenne

La Figure 16 illustre le gain obtenu entre l'utilisation d'évaluations exactes des niveaux de concentration en HAP pour évaluer les flux massiques à l'exutoire des surfaces urbaines. Dans le cas représenté, l'utilisation de la concentration moyenne

tout au long de l'évènement plutôt que d'une concentration simulée variable dans le temps fait environ varier l'estimation que l'on peut faire des masses de polluants observés d'un facteur deux.

Discussion à propos des résultats obtenus

Dans les perspectives à venir concernant les mesures réalisées sur le site Trafipollu, il y a bien entendu l'exploitation de l'ensemble des données acquises lors des différents évènements pluvieux, incluant le traitement statistique des observations réalisées. De plus, il est nécessaire d'aller plus loin concernant les corrélations effectivement observables entre les spectres et les espèces présentes. Est-il possible de relier certaines caractéristiques des spectres à certains HAP particulier ? Pour le moment, notre travail s'est surtout concentré sur la simulation des HAP totaux, sous forme dissoute et particulaire et nous avons pu mettre en évidence une corrélation entre la concentration en HAP sous forme dissoute et plusieurs composants dans la relation PARAFAC, alors qu'il n'était pas possible de relier à la concentration en HAP totaux ou particulaires.

Ce résultat va dans le même sens que les résultats de tests expérimentaux réalisés au laboratoire, préalablement à la mise en place du spectrofluorimètre sur le site et qui montraient une stabilité complète de la mesure réalisée sur des échantillons équivalents même après plusieurs minutes de repos (jusqu'à 15 minutes) laissées pour la décantation de l'échantillon (voir rapport de stage de Zakia Benrezkahllah).

Ce dispositif expérimental permet donc plutôt de mesurer la teneur en HAP dissous en utilisant un dispositif de ce type, plutôt que les HAP totaux ou particulaires. Ce résultat n'était pas vraiment connu puisque l'ensemble du prélèvement circule dans la chambre de mesure du spectrofluorimètre. S'il existe un grillage très grossier pour empêcher les très grosses particules de rentrer dans le système, de nombreuses particules fines sont tout de même présentes dans la chambre lors de la mesure. Finalement, un des apports important de ce travail et de ce dispositif expérimental pourrait justement être d'avoir accès à la concentration en HAP dissous. Or la mesure en continu des micropolluants dissous est un enjeu de taille pour les années à venir.

9 Les travaux de modélisation réalisés

9.1 Modélisation du milieu naturel

Parmi les axes de travail que j'ai particulièrement développés lors de ces dernières années, il y a notamment la modélisation à base physique et détaillée des plans d'eau (lors de ma thèse), des micropolluants en rivière (de manière assez ponctuelle) et du milieu urbain (sur lequel la plus grande partie de mes efforts ont porté). Dans ce manuscrit d'HDR, je ne reprendrai pas les travaux en lien avec ma thèse mais uniquement mes travaux ultérieurs, c'est-à-dire ceux portant sur la rivière et sur le milieu urbain à l'échelle de surfaces élémentaires.

9.1.1 Modélisation des processus liés aux polluants émergents (alkylphénols) dans le milieu récepteur

Lors de mes activités de recherche passées, j'ai eu l'opportunité de co-encadrer la partie modélisation de la thèse de Mathieu Cladière (2009-2013) (Directeur de thèse : Bruno Tassin, co-encadrant principal : Johnny Gaspéri), thèse financée par les programmes OPUR et Piren Seine. Ce travail est le premier qui vise à introduire la modélisation de polluants émergents dans l'outil de simulation PROSE(Outil développé par l'Ecole des Mines, dans le cadre du PIREN Seine) (Even et al., 1998). Jusqu'à ce jour, les variables décrites dans le modèle étaient les variables dynamiques (Q, V, h) mais aussi le module biogéochimique de colonne d'eau RIVE plus un module sédimentaire.

Evaluer le sort des perturbateurs endocriniens dans l'environnement est actuellement une question clé pour déterminer leurs impacts sur les écosystèmes aquatiques. Le 4-nonylphénol (NP 4) est un perturbateur endocrinien bien connu et les résultats de la biodégradation des éthoxylates de nonylphénol tensioactif (notés NPnEOs). Les mécanismes de transformation des NPnEO sont bien documentés, mais leurs constantes de vitesse ont été déterminées principalement par des expériences de laboratoire. Le schéma réactionnel qui a servi pour cette analyse est exposé en Figure 17.

Un des points forts de ce travail a été de concevoir une campagne expérimentale de suivi de masse d'eau en vue du suivi au fil du temps les concentrations en alkylphénols et en molécules précurseurs. L'objectif principal du travail réalisé a donc été de déterminer in-situ le devenir du 4-NP, du monoéthoxylate nonylphénol (NP1EO) et de l'acide acétique nonylphénolique (NP1EC).

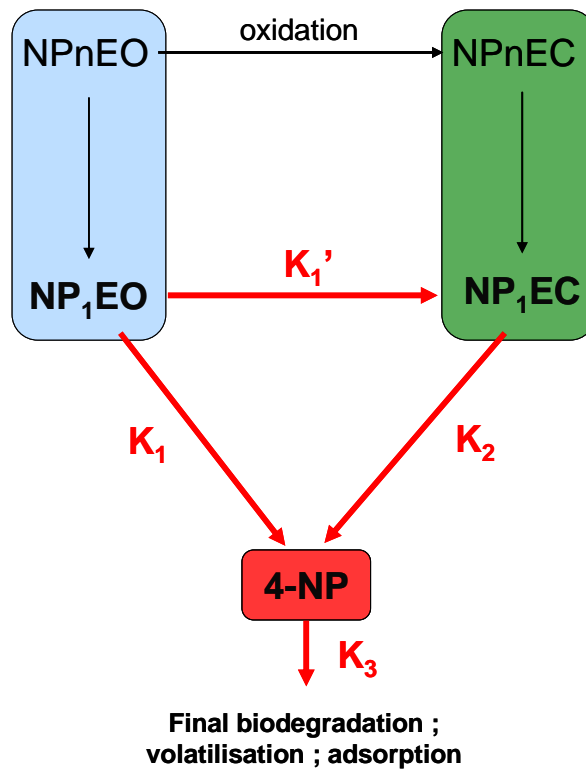


Figure 17 Schéma réactionnel utilisé pour la biodégradation des nonylphénols. Les constantes K_1 , K_2 , K_1' et K_3 sont calibrés grâce au modèle PROSE ainsi que les concentrations initiales en nonylphénols à longues chaînes.

Deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées sur la Seine en Juillet et Septembre 2011, le long d'un transect long de 28 km en aval de la Ville de Paris. L'originalité de ce travail réside justement dans le fait que les campagnes de mesures ont été réalisées dans l'objectif de tester le modèle développé, en ayant pour objectif de suivre la masse d'eau. Les mesures de terrain sont utilisées pour la calibration d'un sous-modèle de NPnEO, inclus dans un modèle hydro-écologique de la rivière Seine (ProSe). Ce travail a été réalisé en lien avec Lauriane Vilmin et Nicolas Flipo. Le moment des prélèvements des échantillons est basé sur la connaissance de la vitesse d'écoulement de la Seine afin de suivre un même volume d'eau. La Figure 18 montre les points d'échantillonnage pour le suivi des masses d'eau

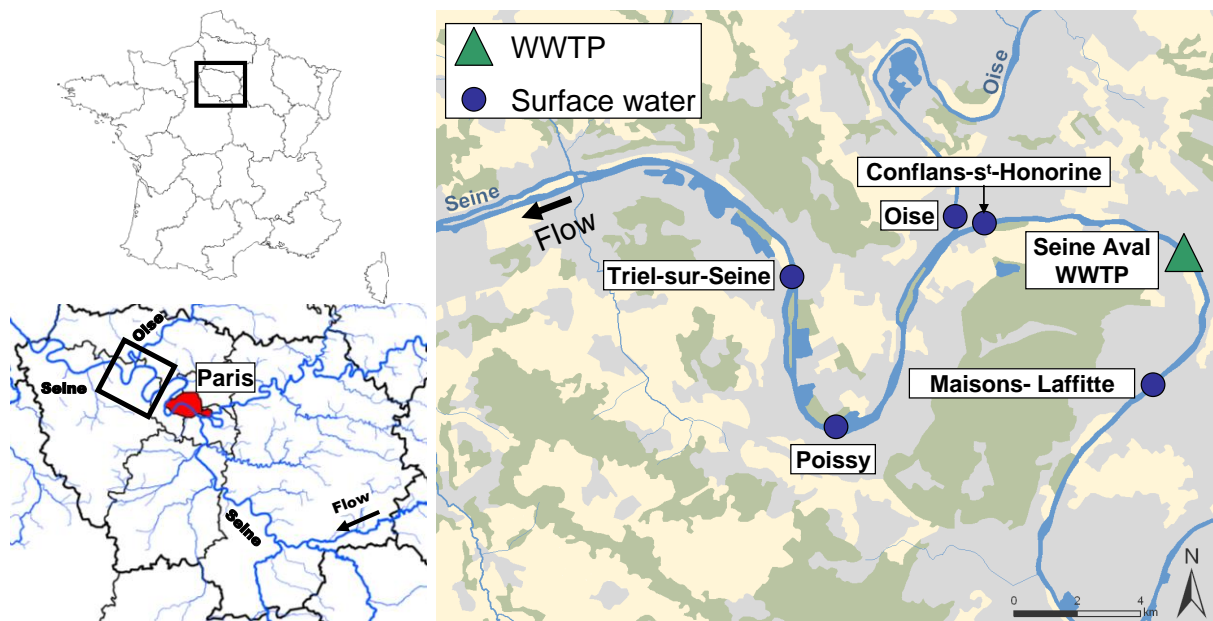


Figure 18 Transect de la Seine sur lequel a eu lieu les prélèvements (issu de (Cladière et al., 2014))

Sur la base de nos résultats, les constantes réactionnelles in-situ de formation de 4-NP, NP1EO et NP1EC ont été évaluées pour les deux campagnes. Ces constantes réactionnelles varient considérablement. Bien que les constantes de vitesse en Juillet soient particulièrement élevées, celles obtenues en Septembre sont inférieures et conformes à la littérature. Ceci est probablement dû aux conditions biogéochimiques dans la rivière Seine. En effet, la campagne d'échantillonnage de Juillet a eu lieu à la fin d'une floraison algale conduisant à une biomasse bactérienne exceptionnellement élevée alors que la campagne Septembre a été réalisée au cours de l'état biogéochimique commun. Enfin, les incertitudes sur les mesures et sur les paramètres d'étalonnage ont été estimées par une analyse de sensibilité. Pour cela, des prélèvements ont été réalisés en différents points de la rivière au même instant et les analyses faites en triplicat. Cette étude fournit des informations pertinentes concernant le sort des polluants biodégradables dans un milieu aquatique en couplant des mesures sur le terrain et un modèle biogéochimique. Ces données peuvent être très utiles à l'avenir pour mieux comprendre le sort des composés nonylphénoliques ou d'autres polluants à l'échelle du bassin.

Tableau 7 Constantes de biodégradation (jour⁻¹) publié dans (Cladière et al., 2014)

	Biodegradation rate constants (d ⁻¹)		
	K ₁ = K ₁ ' min - opt - max	K ₂ min - opt - max	K ₃ min - opt - max
July 2011	0.05 - 0.10 - 0.15	3.14 - 3.30 - 3.47	2.38 - 2.50 - 2.75
September 2011	0.29 - 0.30 - 0.33	0.08 - 0.10 - 0.14	0.09 - 0.15 - 0.19
Jonkers <i>et al.</i> , 2005 (estuary)	0.060 - 0.089	0 .019 - 0.020	0 .024 - 0.043
Jonkers <i>et al.</i> , 2005 (estimation river)	0.18 - 0.21	0 .048 - 0.159	0 .072 - 0.21

Min and max values were assessed according to the small scale variabilities. Optimised values (opt) enable the best fit between simulated and observed profiles.

L'ensemble de ce travail a été publié dans (Cladière *et al.*, 2014)

Dans un second temps, notre objectif a été de partir des constantes réactionnelles calibrées, de les considérer comme valides, puis de simuler l'évolution des concentrations des composés de type alkylphénols dans différents scénarios de changement globaux. Ce travail a été publié dans (Cladière *et al.*, 2014).

Ainsi, les concentrations quotidiennes de composés nonylphénoliques tels que le 4-nonylphénol (NP 4), le nonylphénol monoéthoxylate (NP1EO) et d'acide acétique nonylphénoxy (NP1EC) ont été modélisés dans la Seine dans l'état actuel (année 2010), voir Figure 19 et pour les années 2050 et 2100 afin d'évaluer les conséquences du changement global sur le sort des composés nonylphénoliques dans la rivière Seine.

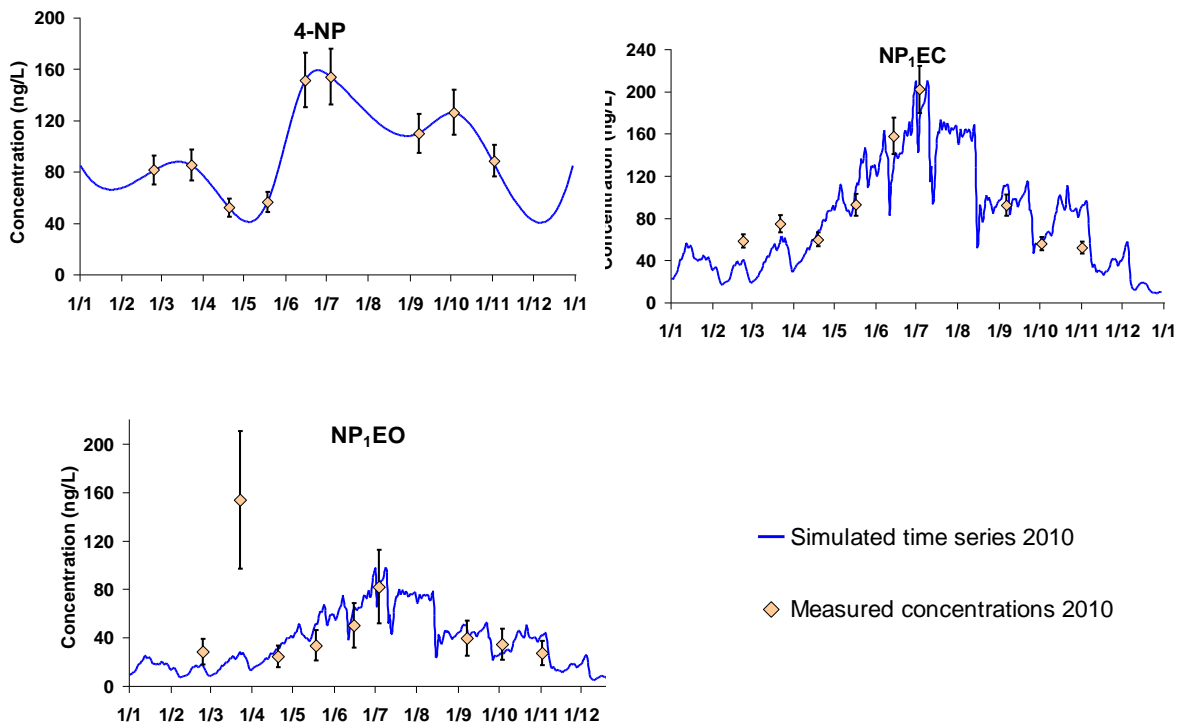


Figure 19 Concentrations mesurées et simulées à Bougival en 2010

Le scénario de référence (2010) a été simulé en prenant en compte les valeurs des concentrations mesurées mensuelles en aval de Paris. Les concentrations en amont de la Seine et de l'Oise ont été estimées en fonction des relations flux-concentrations. Pour Seine Aval, usine de traitement des eaux usées (SA-WWTP), les concentrations ont été considérées comme constantes et les valeurs médianes des 11 campagnes expérimentales ont été utilisées. La cinétique de biodégradation de 4-NP, NP1EO et NP1EC dans la Seine a été déduite du travail réalisé dans la première partie de l'article (Part I), soit en utilisant les constantes issues de la campagne de mesures de septembre, soit en utilisant les constantes issues de la campagne de juillet. Le

coefficient de Nash-Sutcliffe indique une bonne efficacité pour simuler les concentrations de 4-NP, NP1EC et NP1EO sur une année entière (voir Tableau 8).

Tableau 8 Coefficients de Nash obtenus pour les séries temporelles simulées et observées en différents points (et selon les valeurs des constantes réactionnelles employées.)

Site	Simulation type	4-NP	NP ₁ EC	NP ₁ EO
Bougival	Boundary condition building	1,00	0,83	0,69
Oise	Boundary condition building	0,03	0,78	0,61
Meulan	ProSe modelling (July constants)	-0,25	-1,64	-0,44
Meulan	ProSe modelling (September constants)	0,55	0,44	0,61

De plus, huit scénarios ont été construits pour prévoir les impacts du réchauffement climatique en s'appuyant sur les résultats du projet RESHYSS (diminution du débit), de la croissance de la population (augmentation du débit SA-WWTP) et de l'optimisation du traitement des eaux usées (amélioration de la qualité des effluents) sur les concentrations annuelles de 4-NP, NP1EO et NP1EC à Meulan en 2050 et 2100.

Finalement, il a été observé que la croissance de la population et le réchauffement climatique peuvent augmenter les concentrations de 4-NP, NP1EC et NP1EO, en particulier pendant des conditions d'été, tandis que l'optimisation du traitement des eaux usées est une solution efficace pour contrer les effets du changement global en réduisant les concentrations en sortie de station d'épuration. Cependant, le travail réalisé en conclut que les pics de concentration ne seront pas préoccupants dans l'hypothèse de l'accroissement de population envisagé pour la région parisienne et en faisant l'hypothèse d'un maintien des usages pour ces composés.

9.1.2 Modélisation statistique de la biodiversité dans les plans d'eau

En lien avec le milieu récepteur, j'ai également pris part, dans une phase de finalisation des travaux, à la modélisation statistique proposée dans le cadre de la thèse d'Adélaïde Roguet (thèse réalisée dans le cadre du projet ANR PULSE (2010-2014) auquel je n'ai pas participé) pour expliquer la diversité des taxons observée d'une part à l'échelle locale lors des surveillances mensuelles du lac de Créteil et d'autre part entre les différents plans d'eau d'Ile de France.

Pour cela, un modèle statistique de type modèle « neutre » a été appliqué à la fois à l'échelle de l'Ile de France mais aussi à l'échelle locale et s'est révélé supérieur à l'utilisation d'un modèle déterministe pour expliquer les variations d'abondance des communautés de microorganismes observées.

Au cours de la dernière décennie, la théorie neutre a attiré l'attention et la reconnaissance de sa capacité à expliquer la structure de la communauté bactérienne (BCS) en plus des processus déterministes. Toutefois, aucun consensus clair n'a été établi à ce jour sur leur importance relative. Dans une analyse de métacommunauté, nous avons exploré à l'échelle régionale et locale les effets de ces processus sur l'ensemble de la communauté bactérienne dans le compartiment d'eau de 49 lacs d'eau douce. La BCS a été évaluée en utilisant la borne polymorphisme de restriction de la longueur des fragments (T-RFLP) des gènes ARNr 16S, expérimentations réalisées par Adélaïde Roguet pendant sa thèse, sous la direction de Françoise Lucas.

À l'échelle régionale, les résultats indiquent que le modèle communautaire neutre est supérieur au modèle déterministe pour prévoir la structure de la communauté bactérienne. Elle prédit la structure de la communauté spatiale ($R^2_{\text{moyen}} = 79\%$) par rapport aux facteurs déterministes, qui n'expliquent qu'une petite fraction de la variance totale de la BCS (moins de 14%). Ceci suggère que les abondances du compartiment bactérien ont été notamment majoritairement déterminées par les processus stochastiques, les pertes et les gains de taxons s'équilibrant de manière aléatoire.

À l'échelle locale, la communauté bactérienne semble être spatialement structurée par des processus stochastiques ($R^2_{\text{moyen}} = 65\%$) et temporellement régie par la température de l'eau, qui est un facteur déterministe. Par conséquent, à la fois l'échelle régionale et locale, le modèle communautaire neutre semble être pertinent pour expliquer la structure d'assemblage bactérienne.

Le travail a été publié dans (Roguet et al., 2015).

9.2 Modélisation en milieu urbain à l'échelle de surfaces élémentaires

9.2.1 Les processus liés aux polluants dans le milieu urbain – Modélisation à base physique à l'échelle de petites surfaces

Etant donné l'échec des modèles conceptuels à reproduire correctement les pollutogrammes, c'est-à-dire la dynamique de la concentration en polluants, à

l'exutoire des bassins versants urbains (Dotto et al., 2010; Kanso, 2004), le choix qui a été fait et qui a orienté fortement la suite de mes travaux a été d'essayer de mieux comprendre les processus à l'œuvre concernant l'accumulation et le lessivage des polluants sur les surfaces urbaines, afin d'être capable de proposer peut être un jour des modèles conceptuels de nouvelle génération.

Les travaux ont été réalisés principalement dans le cadre de la thèse de Yi Hong (2013-2016) en lien avec le laboratoire MAPMO d'Orléans, en particulier avec Minh Le Hoang. Ces travaux étant rattachés au projet Trafipollu, les terrains étudiés se sont concentrés sur des milieux urbains routiers. En effet, l'utilisation croissante des véhicules est à l'origine de la contamination des eaux de ruissellement. La compréhension précise et détaillée des processus de mobilisation des contaminants et de transport par ruissellement des contaminants sur les surfaces urbaines est essentielle pour la gestion des eaux urbaines. Cependant, les approches de modélisation existantes sont rarement à base physique pour modéliser la mobilisation et l'entraînement des polluants, en raison de données trop peu précises pour pouvoir faire une modélisation à base physique. Les approches habituelles consistent à relier la masse de polluants lessivés au débit par une loi de puissance ou éventuellement au débit et à la masse restante possible à mobiliser à chaque pas de temps. Dans ces approches :

$$M_{\text{ERO}}(t) = M_{\text{R}}(t) \cdot C1 \cdot q(t)^{C2} \cdot dt$$

$$M_{\text{R}}(t+dt) = M_{\text{R}}(t) - M_{\text{ERO}}(t)$$

Avec M_{R} la masse restante sur la surface et $M_{\text{ERO}}(t)$ la masse érodée entre t et $t+dt$, $C1$ et $C2$ sont ici les deux paramètres pour le lessivage.

Au début de la simulation, une masse initiale est déposée sur la surface urbaine (déterminée par calibration), puis ensuite elle s'accumule à nouveau pendant le temps sec selon une fonction linéaire de la durée de temps sec.

La stratégie qui a été adoptée a consisté à adapter à l'environnement urbain un modèle initialement conçu pour modéliser l'érosion en milieu naturel, à l'aide d'un modèle physique très détaillé (FullSWOF) couplé à un code d'érosion pour le transfert particulaire (Hairsine et Rose) (Delestre et al., 2009)(Hairsine et al., 2002; Heng et al., 2011). Le concept associé au modèle d'Hairsine est exposé sur la Figure 20.

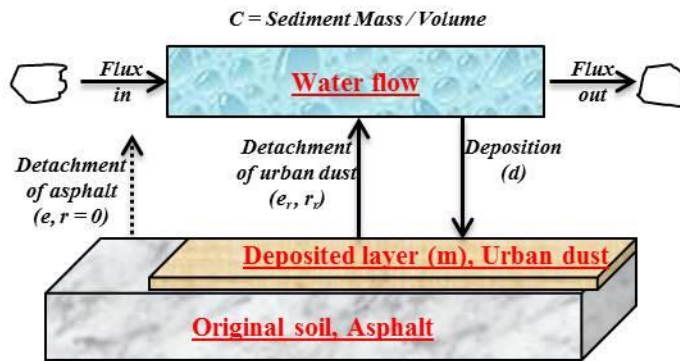


Fig. 5 Concept of Hairsine - Rose Model. C represents the TSS concentration in mass per unit volume; m refers to the deposited sediment mass per unit area; e and r stand for the rate of rainfall-driven and flow-driven detachment for original soil, respectively; e_r and r_r mean respectively the rate of rainfall-driven and flow-driven detachment for the deposited layer; and d is the rate of TSS deposition from the water flow to the deposited layer.

Figure 20 Schéma de principe du modèle de Hairsine et Rose pour l'érosion des particules (tiré de (Hong et al., 2016b)).

Les principales équations du modèles d'Hairsine et Rosse sont les suivantes :

$$e_{ri} = \frac{m_i}{m_T} a_d P$$

$$r_{ri} = \frac{m_i}{m_T} \frac{\Omega_s}{\rho_s - \rho_w} gh$$

Avec :

e_{ri} : Le détachement par la pluie;

r_{ri} : Le détachement par le ruissellement;

$$a_d = \begin{cases} a_{d0}, & h \leq h_0 \\ a_{d0} (h_0/h)^b, & h > h_0 \end{cases}$$

$$\Omega_e = F(\Omega - \Omega_0) \quad \Omega = \rho_w g S_f q$$



L'objectif était de de bien représenter les processus de mobilisation des particules par la pluie et l'advection lors du ruissellement urbain sur un bassin versant routier de taille intermédiaire (Le Perreux sur Marne, Val-de-Marne, France, 2661 m²). Le

bassin versant routier est représenté sur la Figure 21. Ce bassin versant a une surface de 2661 m² et une pente moyenne d'environ 2%

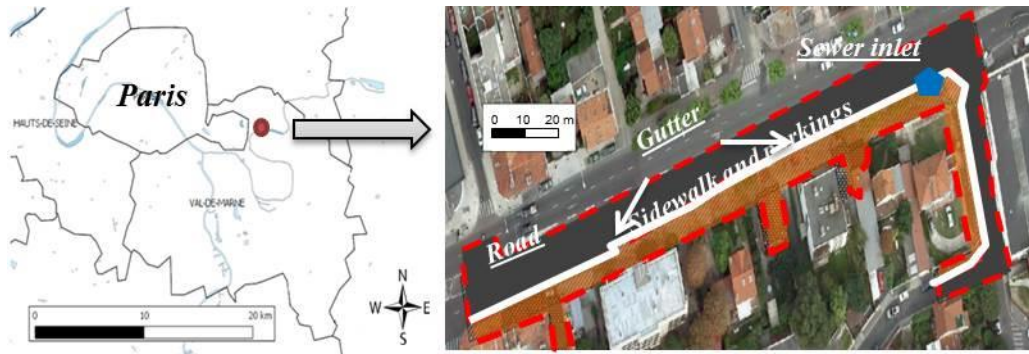


FIG. 1 Study area at Eastern Paris, France. The catchment is delineated by red dashed lines, the sewer inlet is located at the northeast side of the catchment. In this picture, road area is marked as grey, gutter area is marked as white, sidewalk and parking areas are marked as brown.

Figure 21 Bassin versant routier étudié dans le cadre du projet ANR Trafipollu (tiré de Hong et al., 2016b)

La plupart des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) mais aussi certains métaux se trouvant dans la phase particulaire, l'effort a porté sur la correcte simulation de la dynamique particulaire lors des événements de pluie. C'est la première fois qu'un modèle aussi précis a été appliqué pour progresser dans la compréhension des processus de lessivage. Ceci a aussi été rendu possible par l'acquisition de données de topographie extrêmement précises par le véhicule Stéréopolis, à 10cm de résolution (voir Figure 22).

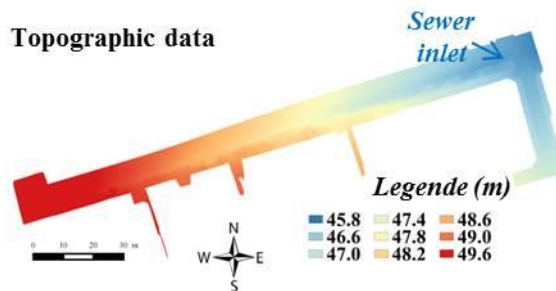
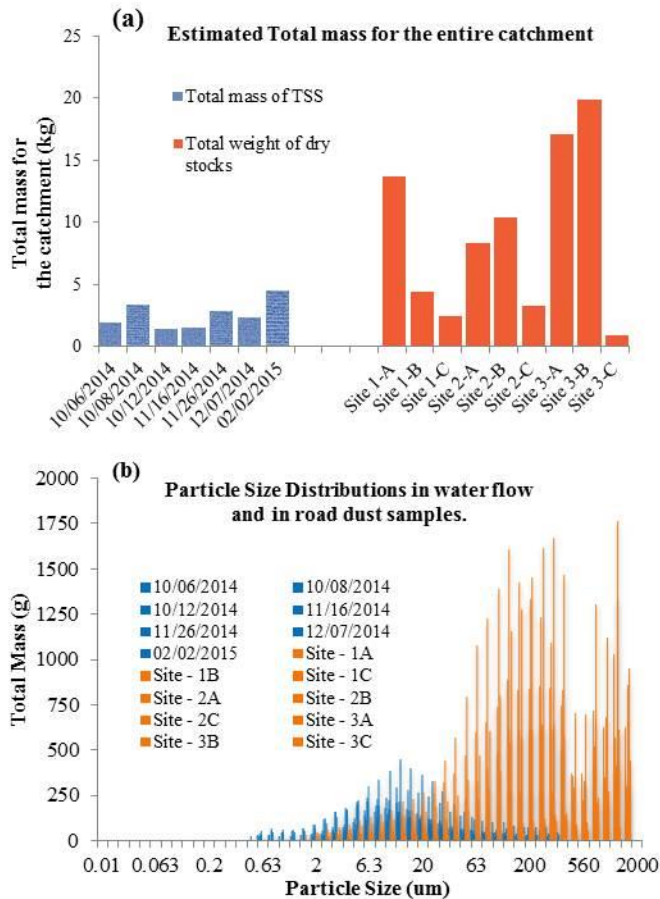


FIG. 4 Topographic data of 10cm-resolution for the model, (pixels 1833 x 515)

Figure 22 Données de topographie acquises sur le bassin versant du projet ANR Trafipollu par le véhicule Stéréopolis (IGN)

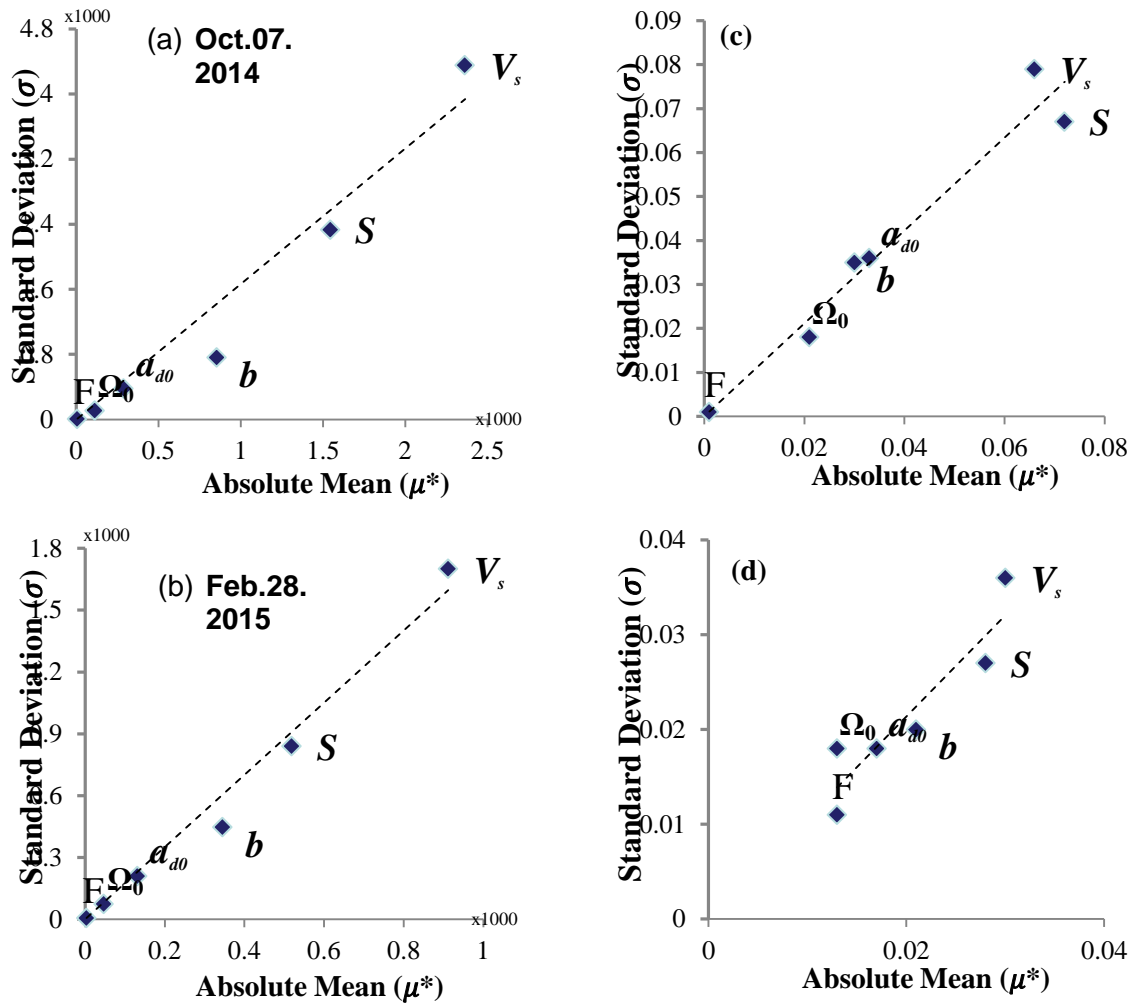
Sur le site expérimental, des mesures ont montré que seules les particules les plus fines de la route pouvaient être transférées à l'entrée du réseau d'assainissement lors d'événements pluvieux (voir article de (Béchet et al., 2015)). La Figure 23 illustre bien ces observations expérimentales.



Measurements of Total Suspended Solids (TSS) and road dust in water flow and dry stock samples, respectively. For (a) Estimated total mass of TSS (blue bars) and road dust (orange bars) for different rainfall events and sampling sites, respectively. (b) Mass distributions of TSS (blue bars) and road dust (orange bars) for different rainfall events and sampling sites, respectively.

Figure 23 Comparaison des particules mobilisées par le ruissellement et recueillies comme dépôt sur les surfaces urbaines (tiré de (Hong et al., 2016c))

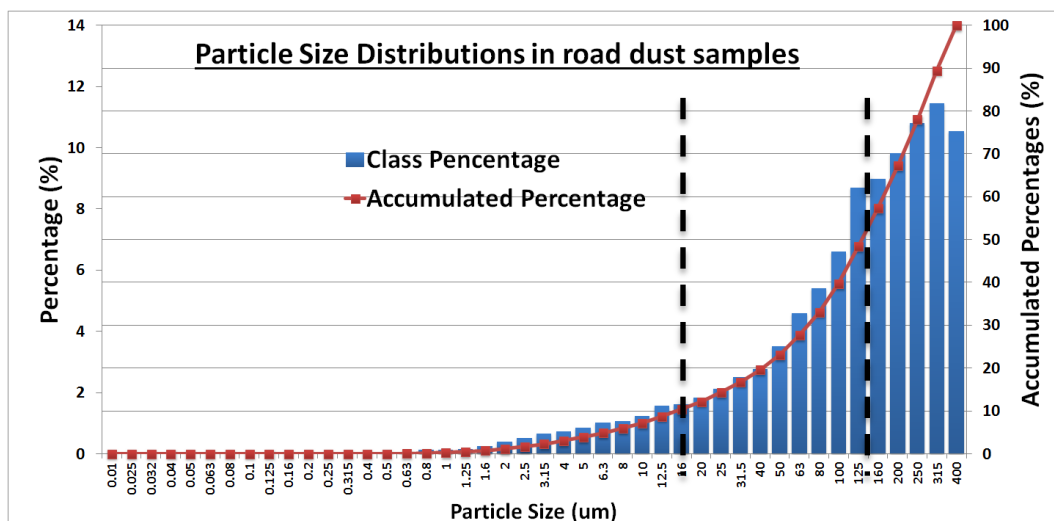
Les simulations de différents événements de précipitations présentent des résultats prometteurs pour la reproduction des différentes dynamiques des flux d'eau et de sédiments transportés à l'échelle du bassin versant routier. Par le biais d'une analyse de sensibilité, il est confirmé que la vitesse de chute (V_s) et les stocks initiaux sur les surfaces (S) sont les paramètres les plus influents pour modéliser le lessivage des polluants sous forme particulaire (cf Figure 24). Il faut cependant noter que toutes les simulations réalisées l'ont été avec une masse sur les surfaces constante ($1g/m^2$), moyenne « réaliste » tirée des observations et satisfaisant également une bonne calibration des modèles effectués. En outre, le détachement par advection des particules semble insignifiant dans notre étude, tandis que le détachement par des gouttes de pluie se révèle être la principale force pour détacher les sédiments de la surface urbaine étudiée. L'étude réalisée n'a considéré qu'une seule classe de sédiments et la suite des travaux conduits s'est focalisé sur l'influence de l'utilisation de plusieurs classes de sédiments pour modéliser les processus à l'œuvre.



Scatter plots representing the results of the sensitivity analysis using the Elementary Effect (EE) method. For (a) the rainfall event of Oct.07.2014 using RMSD; (b) the rainfall event of Feb.28.2015 using RMSD; (c) the rainfall event of Oct.07.2014 using PCC; (d) the

Figure 24 Résultat de l'analyse de sensibilité pour quelques évènements de pluie à partir du modèle d'Hairsine et Rose

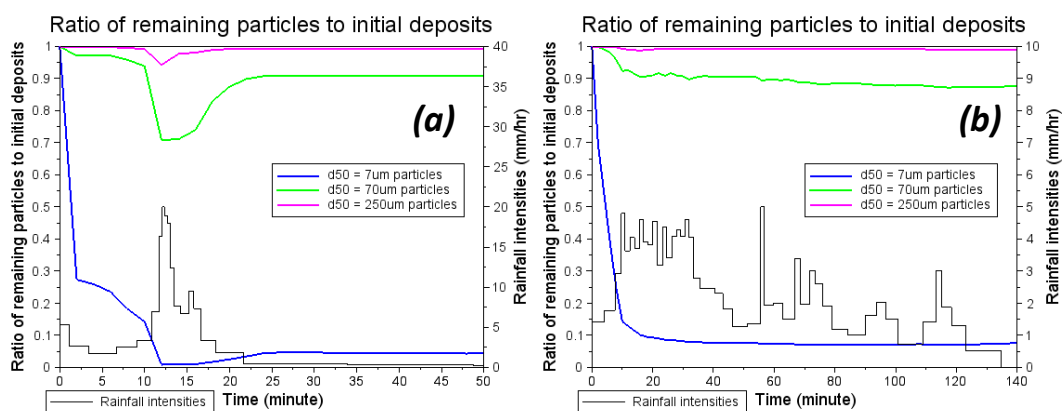
Dans un second temps, des distributions de tailles permettant de définir différentes classes de taille ont été introduites dans le modèle FULLSWOF-HR (pour Hairsine et Rose). Là encore, la simulation de l'écoulement de l'eau a été validée par l'observation du débit et à l'exutoire et de la hauteur d'eau. Les critères de performance de Nash obtenus sont tous très élevés pour ces simulations quantitatives (au-delà de 0.8). La modélisation de la qualité de l'eau a été réalisée dans ce travail en utilisant 3 classes de particules ($d_{50} = 7 \mu\text{m}$, $70 \mu\text{m}$, et $250 \mu\text{m}$). Ces classes ont été déterminées à partir des observations de terrain avec prélèvement des dépôts secs, comme cela est illustré sur la Figure 25.



Particle Size Distribution (PSD) of the finest part (< 400µm) of the dry deposited particles.

Figure 25 Détermination des différentes classes de particules à partir des prélèvements réalisés.

L'analyse du processus de lessivage à l'échelle du bassin versant routier a confirmé que la plupart (> 90%) des particules fines sont éliminées au début de l'événement pluvieux, alors qu'environ 10% - 20% des particules de taille moyenne peuvent être mobilisées sur la dernière partie de l'événement, et presque pas de particules grossières (voir Figure 26).

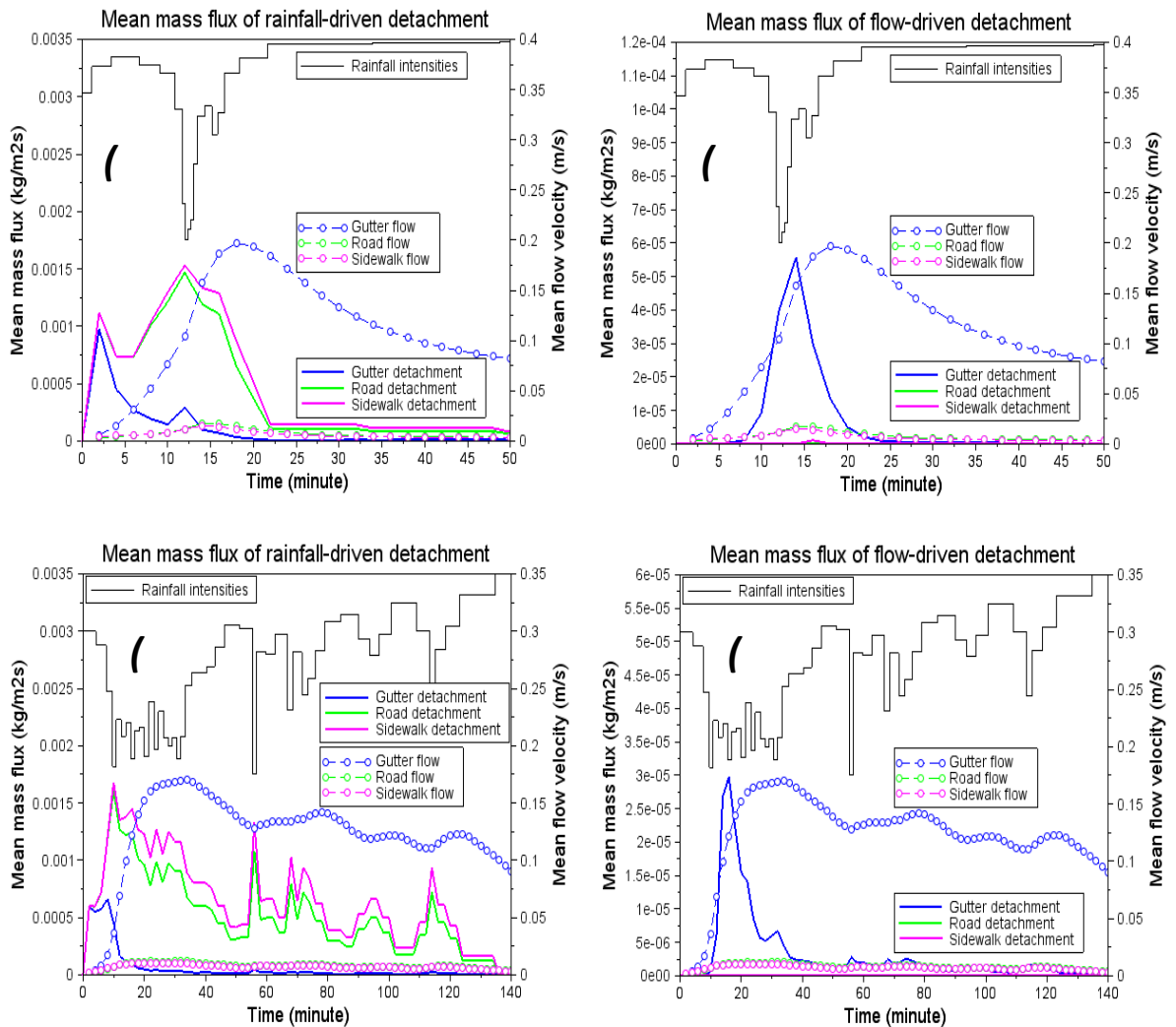


Ratios of remaining particles to initial deposits on the catchment surface. The $d_{50} = 7\text{-}\mu\text{m}$ particles (solid blue line), $d_{50} = 70\text{-}\mu\text{m}$ particles (solid green line) and $d_{50} = 250\text{-}\mu\text{m}$ particles (solid magenta line) are evaluated for the events of (a) October 7, 2014; (b) February 28, 2015. Rainfall is plotted on the lower part (black line).

Figure 26 Fractions des particules restant sur le sol (en fonction de la classe de particules considérée)

Les résultats de l'analyse spatiale issue du modèle montrent que la profondeur de l'eau dans la gouttière étant beaucoup plus importante que celle sur la route ou le trottoir, la mobilisation des particules grossières est plus sensible à l'intensité des précipitations sur la route et le trottoir, tandis que ces mêmes particules sont préférentiellement accumulées dans le caniveau. La quantité de particules mobilisée par les gouttes de pluie est deux ordres de grandeur plus élevée que la quantité de particules entraînée par l'advection. De plus, on observe que le détachement par les

gouttes de pluie dans le caniveau est considérablement réduit avec l'augmentation de la profondeur de l'eau, alors que le détachement commandé par le flux d'advection ne se produit que dans la zone du caniveau (voir Figure 27).



Mean detachment mass flux by raindrop-driven (a, c) or flow-driven (b, d) effects, for the gutter (solid blue line), road (solid green line) and sidewalk (solid magenta line). Mean flow velocities are plotted as dashed-dotted lines for the gutter (blue), road (green) and sidewalk (magenta). Rainfall intensities are plotted on the upper part (black line). For the rainfall events of October 7, 2014 (a, b), and February 28, 2015 (c, d).

Figure 27 Localisation de l'érosion des particules sur le bassin versant considéré

Le travail réalisé a donné à la rédaction de 2 articles : (Hong et al., 2016b, 2016c).

9.2.2 Modélisation conceptuelle et stochastique à l'échelle de surfaces élémentaires

Dans le cadre de la thèse de Saja El Ali, nous avons pu à nouveau mettre à l'épreuve la pertinence des modèles conceptuels à l'échelle locale, sur le bassin

versant routier du projet Trafipollu, cette fois de manière différente des travaux réalisés par H. Kanso en 2004 en raison de l'apport de la mesure en continu.

L'article relatif à ces travaux a été publié (Al Ali et al., 2016).

Le but de ce travail était d'évaluer la capacité des formulations d'accumulation et de lessivage à simuler avec précision et à prévoir la variabilité temporelle des concentrations de solides en suspension dans les eaux de ruissellement. Les travaux se sont appuyés sur la base de données riche et en continu du projet ANR Trafipollu (environ une année de mesures), contrairement au travail réalisé auparavant par (Kanso, 2004) et qui n'évaluait les modèles que par un nombre réduit de prélèvements et d'analyses par événement de pluie. Un algorithme de type Monte-Carlo avec chaîne de Markov est appliquée pour calibrer les modèles et analyser l'incertitude des paramètres (Hastings, 1970). La capacité prédictive à court terme des modèles est évaluée pour chaque événement et pour une série d'événements. Les résultats suggèrent que la performance du modèle de lessivage est liée au type d'évènement en termes de dynamique du transport polluant. En effet, les évènements classés dans la catégorie « first flush » sont systématiquement les mieux reproduits par cette approche. La Figure 28 illustre cette observation.

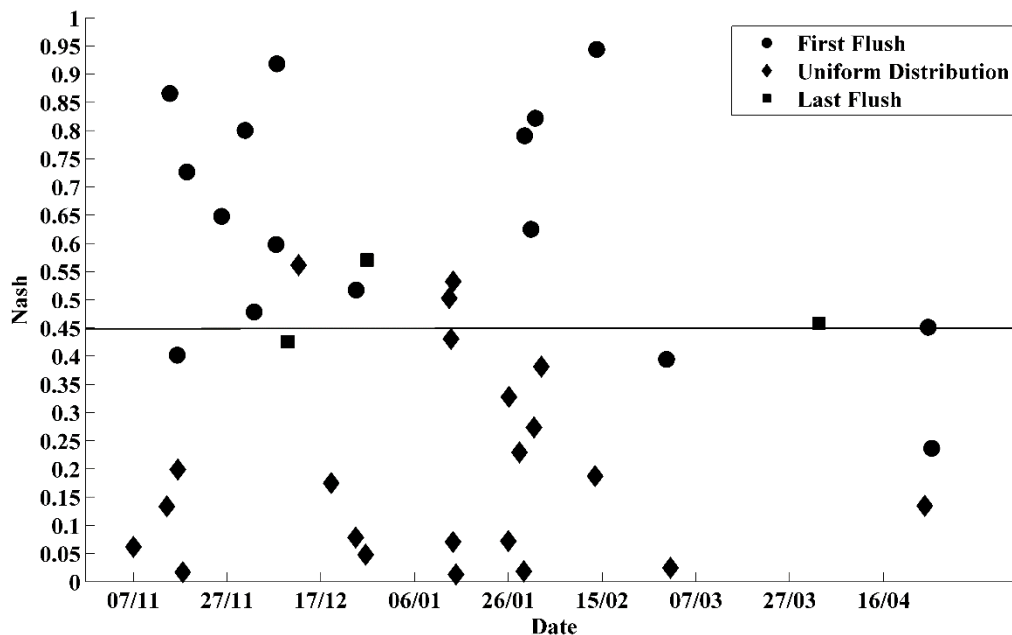


Figure 28 Performance du modèle de lessivage, évalué avec le critère de Nash, en fonction du "type" d'évènement pluvieux

Concernant le modèle d'accumulation exponentielle (issu du modèle SWMM), il révèle que de meilleures performances sont obtenues sur de courtes périodes et que les modèles d'accumulation reposant uniquement sur la période de temps sec précédente comme variable explicative, ne peuvent pas prédire de façon satisfaisante la masse accumulée sur la surface en début d'évènement. La capacité à prédire de manière inter-évènementielle, c'est-à-dire continue, un pollutogramme à partir du modèle

d'accumulation de SWMM est totalement à remettre en cause, ce qui est pourtant l'objectif premier des modèles d'accumulation.

Les valeurs obtenues lors des différentes calibrations réalisées pour les différents paramètres calibrés montrent d'ailleurs des valeurs extrêmes obtenues pour les paramètres qui ne soutiennent pas l'idée d'une signification physique pour ces paramètres (voir Figure 29).

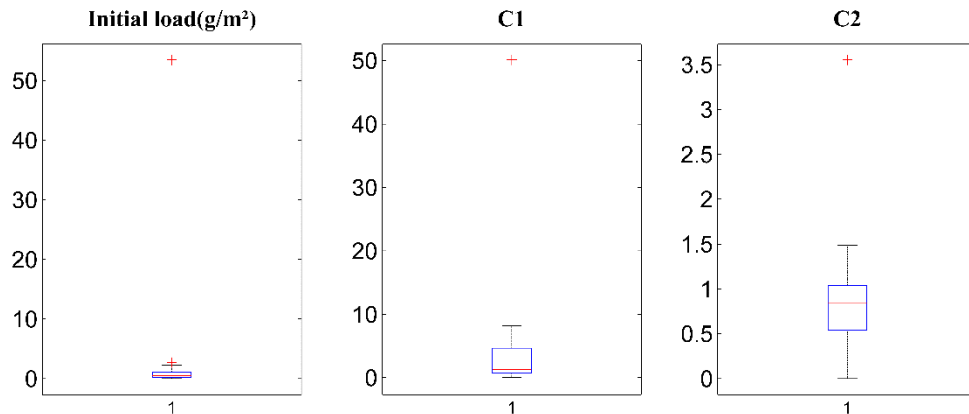


Figure 29 Variabilité des paramètres obtenus pour le stock initial, C1 et C2, en utilisant l'algorithme MCMC

En espérant que les paramètres calibrés aient tout de même une signification physique, nous avons voulu estimer s'il pouvait y avoir une validité sur une courte période du paramètre de stock initial tel que calibré pendant au moins quelques événements pluvieux. Le test a été effectué sur 3 puis 6 puis 9 événements pluvieux consécutifs. Comme le montre la Figure 30, la meilleure calibration est obtenue pour 3 événements consécutifs, mais très rapidement, dès 6 événements, la pertinence de la calibration doit être remise en cause car la performance de la modélisation chute fortement.

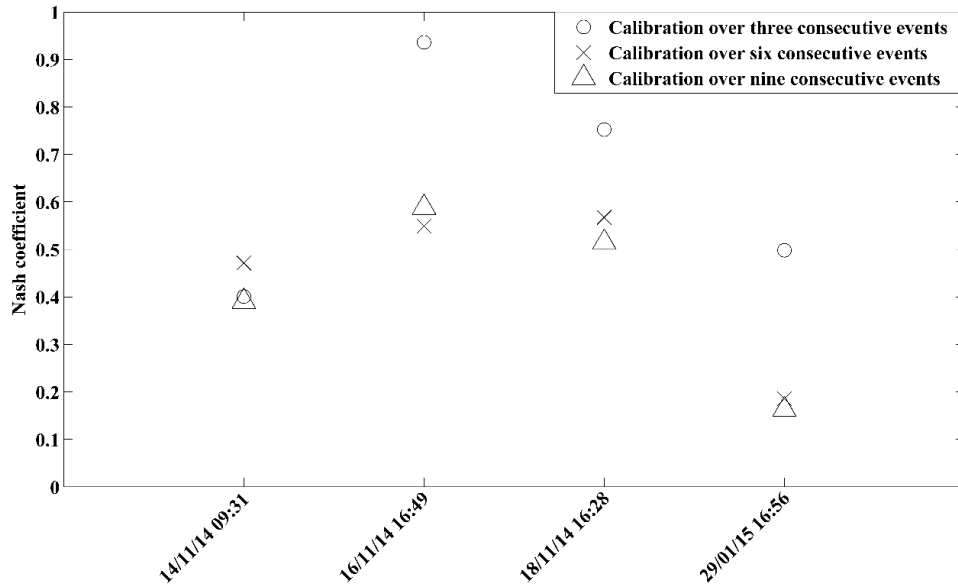


Figure 30 Diminution de la performance de la fonction d'accumulation en fonction du nombre d'évènements de pluie consécutifs pris en compte.

Finalement, il a été tenté d'approcher la masse initialement présente sur une chaussée par une technique de type assimilation de données. Les résultats ne sont globalement pas très bons (voir Figure 31) en particulier pour les évènements de first flush. Cette méthode est très intéressante pour les pratiques de gestion en raison de sa simplicité et sa mise en œuvre facile.

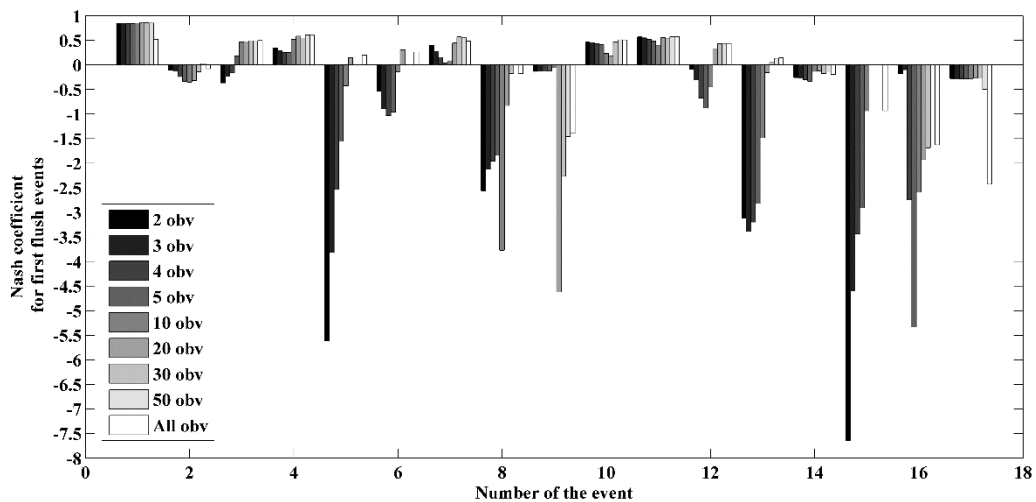


Figure 31 Evolution du critère de Nash pour une sélection d'évènements en prenant en compte un nombre variable de points pour la calibration

Ces travaux issus de la thèse de Saja El Ali sont par ailleurs en accord avec les travaux antérieurs et similaires aux résultats obtenus dans le cadre de la thèse de Jérémie Sage, alors même que dans ce dernier cas un certain nombre d'éléments nous

laissaient à penser que le dispositif de mesures n'avait pas toujours fonctionné de manière idéale. Ces travaux ont été publiés dans (Sage et al., 2015).

Dans le cadre de la thèse de Jérémie Sage, travail que j'ai encadré pour la partie modélisation en lien avec l'équipement expérimental du site de Sucy en Brie, les modèles d'accumulation et de lessivage couramment utilisés ont été testés pour la modélisation continue de la contamination des eaux de ruissellement urbaines et évalués sur une base de données de 11 mois de turbidité et de débit acquises sur un bassin versant routier de la commune de Sucy-en-Brie (94). Le calibrage et l'analyse des incertitudes ont été effectués en utilisant la méthode de Monte-Carlo avec chaîne de Markov pour évaluer le flux de polluants et les concentrations à l'exutoire du bassin versant. L'ensemble des données étudiées suggère en effet que le processus d'accumulation est assez imprévisible et ne peut pas être représenté de manière satisfaisante avec des modèles d'accumulation habituels à moins de considérer de courtes périodes. En ce qui concerne les flux de matière en suspension, la performance des modèles est nettement meilleure, mais des résultats similaires pourraient aussi bien être obtenus avec des modèles plus simples à concentration constante. À moins d'estimations très précises de concentrations dans les eaux de ruissellement, la représentation de leurs variabilités temporelles au cours des événements de pluie ne peut donc être toujours nécessaire pour les charges polluantes, que les charges sont en fait principalement expliquées par les volumes de ruissellement.

9.2.3 Bilan intermédiaire à propos de la modélisation à petite échelle

Les travaux menés à l'échelle locale montrent que les formulations conceptuelles ne fonctionnent pas durablement pour reproduire les pollutogrammes. La durée de validité des modèles d'accumulation et de lessivage est extrêmement courte. Une calibration pour chaque évènement permet globalement de reproduire le pollutogramme enregistré mais les paramètres optimaux changent d'un évènement à l'autre. Par ailleurs, le modèle de lessivage fonctionne plutôt bien, mais cela provient sans doute de la faible variabilité des valeurs des paramètres lors du processus de calibration. Des techniques de type assimilation de données à partir des premiers enregistrements de chaque évènement de pluie peuvent donner des résultats intéressants, mais pour cela il faut au moins une quinzaine de points d'observation pour fiabiliser la prévision, ce qui ne permet donc pas de prévoir le comportement d'évènements de pluie de courte durée.

Les modèles détaillés et à base physique apportent par contre de très nombreuses informations sur les processus à l'œuvre et ont des niveaux de performance tout à fait satisfaisants mais ne peuvent pas facilement être utilisés à des fins opérationnelles en raison du nombre très important de données d'entrée qui sont nécessaires, ce qui constitue un obstacle pour leur transposition à plus grande échelle. Leur évaluation complète nécessiterait la mise en place de campagnes de mesures très ambitieuses où puissent être collectées en plusieurs points du bassin versant les dépôts sur la surface urbaine, tout au long d'un évènement de pluie. De plus, leur niveau de performance est bien meilleur pour le premier pic de concentration en polluants rencontré que pour les suivants, pour le cas où il s'agisse d'évènements comprenant plusieurs pics. Dans ce cas, les coefficients de Nash sont de l'ordre de 0.4 ou 0.5 selon les évènements de pluie.

9.3 Différentes stratégies de modélisation intégrée à l'échelle du quartier

En parallèle du travail réalisé à l'échelle très locale (ou micro-échelle), l'effort de mes travaux de recherche a été d'essayer de proposer une modélisation pertinente à l'échelle de petits quartiers urbains (de l'ordre de quelques hectares). J'entends par « pertinente » deux caractéristiques principales :

- soit la possibilité d'être mise en œuvre assez facilement en donnant des résultats qui ne s'éloignent pas trop des observations,
- soit qui soit extrêmement détaillée et qui nécessite peut être un niveau d'expertise important pour la mise en œuvre, mais qui permette dans ce cas d'obtenir des niveaux de performance qui soit supérieurs à une modélisation plus simple.

9.3.1 Modélisation conceptuelle

Le travail au sujet des modèles conceptuels a principalement été réalisé au cours de 2 thèses :

- thèse de Masoud Fallahshorshani (2010-2014), directeur de thèse : Christian Seigneur (CEREA), co-encadrement : Michel André (IFSTTAR), Céline Bonhomme (LEESU), thèse financée dans le cadre du projet Ville numérique
- Thèse de Saja El Ali (2014-2017), directeur de thèse Ghassan Chebbo, co-encadrement de Céline Bonhomme, thèse Campus France, financée dans le cadre de la coopération avec le Liban.

Les modèles à base conceptuelle reposent le plus souvent sur la modélisation du flux d'eau et des flux de contaminants sous la forme de bassins versants. Les chemins de l'eau sont supposés être plus corrects que dans les modèles à base physique dans la mesure où l'exutoire de chaque surface élémentaire est déterminé par la forme des sous-bassins versants. Le plus souvent, ces modèles ne comportent pas de différence entre phase dissoute et phase particulaire pour les sédiments. La littérature montre qu'après calibration ces modèles ont des niveaux de performance tout à fait acceptable pour la partie hydrologie quantitative. Leur performance reste par contre bien moindre par contre pour la partie qualitative.

La principale limitation de ces modèles, censés représenter de manière simplifiée et idéalisée la réalité afin de la représenter de manière plus simple, est la moyenne spatiale qui est effectuée à l'échelle de chaque sous bassin versant. Les effets étant fortement non linéaire, une valeur unique à l'échelle d'un sous bassin versant ne correspond pas à la moyenne des valeurs à plus petite échelle sur le bassin.

Le modèle conceptuel est au départ conçu pour représenter de manière simplifiée la réalité, mais avec des paramètres qui ont un sens (et qui donc peuvent être modifiés pour tester différents scénarios par exemple).

Remarque : certains chercheurs ne font d'ailleurs aucune différence entre modèles à base physique et modèles conceptuels, rattachant les modèles conceptuels en hydrologie urbaine aux modèles à base physique (source : Venue de David Mac Carthy, Assistant professor à au CRC for Water Sensitive cities, Melbourne, Australie).

Le projet de la thèse de Masoud Fallahshorshani est parti d'un constat : Dans un contexte d'urbanisation croissante, la quantité croissante de véhicules dans les zones dans les zones densément peuplées augmente la congestion de la circulation et contribue à la détérioration de la qualité l'air (par exemple, (Zmirou et al., 2004)) et de la qualité des eaux de ruissellement (par exemple, (Obropta and Kardos, 2007)). Actuellement, les modèles de trafic peuvent prédire la position et les paramètres cinématiques des véhicules et des modèles d'émission peuvent estimer la quantité des différents types de polluants émis par les véhicules. La dispersion et la transformation des polluants dans l'atmosphère peuvent être modélisées en utilisant un modèle de dispersion atmosphérique et / ou des modèles de chimie/ transport chimique. Les polluants atmosphériques se déposent ensuite sur les surfaces urbaines par deux mécanismes : dépôt sur les surfaces par temps sec et lessivage de l'atmosphère lors des épisodes de pluie (dépôts humides). Une fois déposés sur les surfaces urbaines, ces polluants peuvent être entraînés par le ruissellement de l'eau lors de précipitations, ou bien resuspendus dans l'atmosphère par des phénomènes mécaniques qui agissent sur la surface urbaine (par exemple, le trafic, vent). Divers modèles ont été conçus pour simuler chacun de ces phénomènes; Cependant, peu de travail a été réalisé pour développer des systèmes de modélisation intégrés qui sont capables de simuler l'impact de la circulation sur les environnements de l'air et l'eau dans les zones urbaines. Le défi qui a donc été posé dans le cadre de cette thèse était le suivant : est-il possible de mettre au point une chaîne de modélisation complète permettant tout à la fois de suivre les polluants dans l'eau mais aussi dans l'air ? Aujourd'hui, nous pouvons faire le constat que les réglementations et les instances de gestion sont totalement indépendantes entre qualité de l'air et qualité des eaux (par exemple la Directive cadre sur l'Eau est totalement indépendante de la Directive cadre concernant la qualité de l'air, directives EC/96/62 et EC/2008/50). Pourtant certains polluants suivis pour la qualité de l'air sont aussi suivis pour la qualité des eaux. Il est donc essentiel que des approches intégrées soient élaborées et évaluées car leur besoin est primordial pour la planification des villes durables de demain. Ces polluants exercent à la fois une pression néfaste sur l'environnement mais aussi sur la santé humaine.

Les polluants émis par le trafic routier sont produits par la combustion interne des moteurs des véhicules, par l'usure des pneus, de l'embrayage et des freins, par l'évaporation du carburant et l'usure des routes. Les gaz d'échappement se composent principalement de dioxyde de carbone (CO₂), de monoxyde de carbone (CO), d'oxydes d'azote (NO_x: NO et NO₂), de composés organiques volatils (COV), de matière particulaire (PM), d'oxyde nitreux (N₂O), d'ammoniac (NH₃), des polluants organiques persistants (POP) y compris les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les métaux. Des COV sont également émis par évaporation. Les émissions de polluants autres que par l'échappement tels que usure des freins et des pneus sont également des sources de PM. PM comprend les espèces inorganiques sous forme particulaire, des traces de métaux et de composés carbonés. Les facteurs d'émission sont disponibles seulement pour les grands polluants de l'air et de grandes incertitudes existent pour de nombreuses émissions de polluants atmosphériques.

Une étape cruciale pour parvenir à construire un modèle couplé air-eau consiste à choisir la « bonne » brique de modélisation en terme d'incertitudes et de résolution spatiale et temporelle tant pour le modèle de trafic que pour le modèle d'émission, que pour l'air et enfin pour l'eau. Le travail de Masoud Fallahshorshani a donc consisté tout d'abord en une présentation et un classement des modèles pour chaque phénomène (le

trafic, les émissions, la qualité de l'air, et la qualité de l'eau) en fonction de leurs données d'entrée et des échelles d'application. Ce travail préliminaire s'est ancré très majoritairement sur une réflexion de modélisation. Il y avait en premier lieu un gros travail de défrichage de ce sujet à réaliser du point de vue de la modélisation. Aucune campagne de mesures spécifique n'a été réalisée dans cette thèse. Le cas d'étude présenté ci-dessous s'est basé sur des campagnes de surveillance des effluents réalisées par le SIVOA dans le cadre de son activité habituelle.

Résultats obtenus lors de l'étude du bassin versant de Grigny (SIVOA) :

Cette étude de cas porte sur l'impact des émissions de pollution issues de la circulation routière sur la qualité de l'eau dans une zone située dans la région de Paris (bassin versant de Grigny, 91). L'ensemble de la chaîne de modélisation a été décrite dans (Fallah Shorshani et al., 2014). Ici, nous nous concentrons sur l'interface atmosphère / eau et non sur la modélisation du trafic réalisée sur ce site d'étude.

Le bassin versant étudié est le bassin versant de Grigny, situé à 20 km au sud de Paris. La zone de 365,7 ha est couverte par plusieurs municipalités. Cette zone est impactée par deux routes principales (D310 et D445) et l'A6 autoroute, ayant volumes quotidiens moyens de trafic annuel de 17.000, 21.000 et 125,300 véhicules par jour respectivement. La présente étude se concentre sur les trois métaux traces (Cd, Zn et Pb) émis par le trafic et déposés sur le bassin versant Grigny en 2009 et 2010. Le modèle utilisé pour effectuer l'analyse des eaux pluviales est SWMM 5 (Rossman, 2010) développé par l'EPA (US). Ce modèle est un modèle open-source, qui est approprié pour cette étude car il permet des simulations pluie-débit (quantité et qualité) sur de longues périodes à des pas de temps courts. La calibration de la modélisation de la quantité d'eau et du débit a été effectuée en utilisant un algorithme génétique pour optimiser les critères de Nash, comme décrit en détails par (Guido Petrucci, 2014).

La dispersion des polluants atmosphériques est calculée en utilisant les données de direction du vent couvrant deux années : 2009 et 2010. La rose des vents est basée sur des observations à la gare la plus proche (de l'aéroport d'Orly, à 8 km le bassin versant). L'utilisation de la rose des vents à partir d'une station météo proche du lieu d'étude est appropriée dans ce cas à cause du terrain relativement plat et étant donné l'occupation du sol (à savoir, quartier résidentiel de banlieue). Les concentrations de Cd, Pb et Zn sont simulées dans les eaux de ruissellement du bassin versant Grigny pendant 23 mois (01/01 / 2009-01 / 12/2010) avec un pas de temps de 5 min. Le but d'une telle simulation à long terme est de déterminer les effets de la circulation sur les niveaux de polluants à l'exutoire du bassin versant. À cette fin, deux cas ont été étudiés. Le premier cas prend explicitement en compte le dépôt lié à la pollution de fond en Ile de France et le dépôt de polluants issu de la circulation locale sur le bassin versant de Grigny (trafic lié aux trois principales routes de cette zone à fort trafic). Dans ce cas, le dépôt est variable spatialement à l'échelle du bassin versant de Grigny. Dans le deuxième cas, le flux de dépôt est utilisé seulement de manière uniforme correspondant à une pollution de fond urbaine moyenne typique des routes de surface à faible volume (<2000 véhicules / jour).

L'étude menée par (Wicke et al., 2012) a été utilisée pour estimer les flux de dépôts de fond suivants Cd, Pb et Zn: 0,13, 8, et 140 ug m⁻² jour⁻¹, respectivement. Les simulations de qualité de l'eau comprennent l'accumulation de polluants pendant les périodes sèches et le lessivage au cours des événements de pluie. Les formulations exponentielles pour l'accumulation et le lessivage sont utilisées dans ce étude (Hossain et al., 2010). Les taux d'accumulation quotidiens sont calculés en fonction du flux de dépôt de chaque polluant et pour chacune des sources liées au trafic (à savoir, les deux routes et de l'autoroute), en prenant en compte le niveau de trafic associé, et la direction du vent. Les quantités de dépôts de polluants sont bien définies et proportionnelles au volume de trafic (Brett and Gavin, 2011). Par conséquent, l'effet de la circulation peut être calculé en se basant sur les données de mesures du trafic de l'A31 sur les tronçons concernés. La répartition spatiale des flux de dépôt est estimée pour chaque route ou autoroute basée sur le rose des vents. Selon des travaux antérieurs (Azimi et al., 2005; Sabin et al., 2005), les taux d'accumulation quotidiens pour chaque sous-bassin sont calculés sur les zones impactées par les dépôts issus du trafic routier qui se prolongent jusqu'à environ 240 m de la route. Les émissions de trafic sont alors calculées pour chaque espace impacté par la route et en fonction de la fraction du sous-bassin impacté par la route et en prenant en compte la vitesse du vent. De plus, un niveau de dépôt de fond a été attribué à tous les sous-bassins. Ensuite, en fonction de ces paramètres d'entrée, la vitesse d'accumulation des dépôts a été calculée pour de chaque sous-bassin puis les concentrations de polluants dans l'eau ont été calculées avec SWMM.

La comparaison des deux simulations (trafic intense ou faible) montre un effet potentiellement significatif du trafic sur la contamination des eaux. Les résultats présentés sur la Figure 32 montrent la charge relative de Zn dans le cas des deux simulations conduites à savoir, avec une description explicite de la contribution du trafic et en considérant seulement l'effet d'un fond contamination résidentiel. Certains sous-bassins présentent des apports de polluants faibles parce qu'ils ne produisent pas beaucoup de ruissellement en raison de grandes étendues perméables (zones de végétation couvertes). La Figure 32 montre que les émissions de la circulation peuvent augmenter les concentrations de contaminants de l'eau sur les sous-bassins fortement exposés jusqu'à 3 fois par comparaison au cas sans trafic.

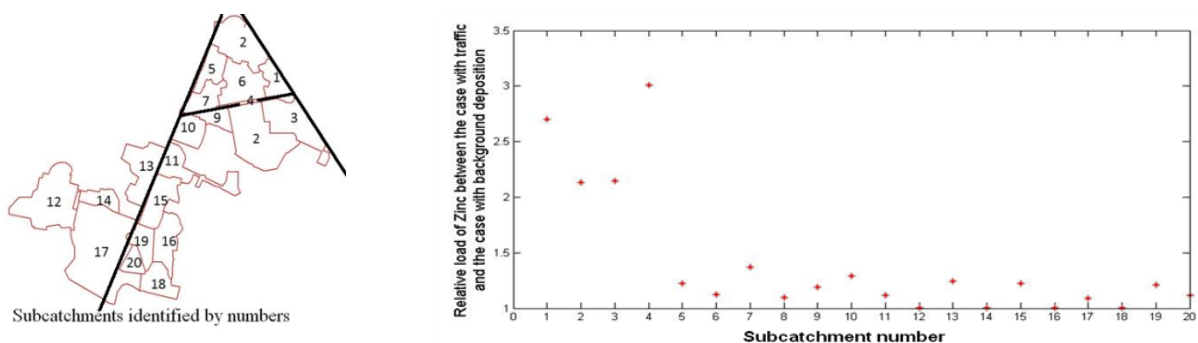


Figure 32 Charge relative de Zn dans chaque sous-bassin entre le cas où le trafic est explicitement pris en compte et le cas où seul le dépôt de fond est pris en compte.

Les résultats des concentrations de Zn à la sortie entre le cas avec le dépôt de fond et avec la circulation pendant 6 jours sont présentées dans la Figure 33. La variation relative entre les concentrations journalières et les concentrations moyennes simulées de Zn a été simulée sur deux ans pour les deux cas. Le pic de concentration le plus

élevé par rapport à la concentration en Zn moyenne simulée est environ deux fois plus grand dans le cas de la prise en compte explicite du trafic par rapport à un dépôt de fond urbaine. Les plus fortes concentrations de Cd, Pb, Zn à l'exutoire sont respectivement de 2,12, 285, et 1758 $\mu\text{g L}^{-1}$. Dans le cas où le trafic n'est pas pris en compte, les pics maximum observés à l'exutoire sont de 0,78 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour le Cd-, 47,7 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour le Pb, et 835 $\mu\text{g Zn L}^{-1}$. Ces différences sont importantes et montrent que les pics de pollution ne sont pas similaires selon la prise en compte du trafic. Les concentrations moyennes sur la période de deux ans (2009-2010) sont 0,08 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour le Cd-, 6,33 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour le Pb, et 79 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour le Zn avec un traitement explicite du trafic. Ces valeurs sont de 0,06 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour le Cd, 4,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour le Pb, et 70,2 $\mu\text{g L}^{-1}$ pour le Zn sans un traitement explicite du trafic. Ces résultats montrent qu'une description explicite des sources de pollution atmosphériques locales telles que le trafic ont potentiellement un impact fort sur les pics de pollution observées à l'exutoire d'un bassin versant urbain.

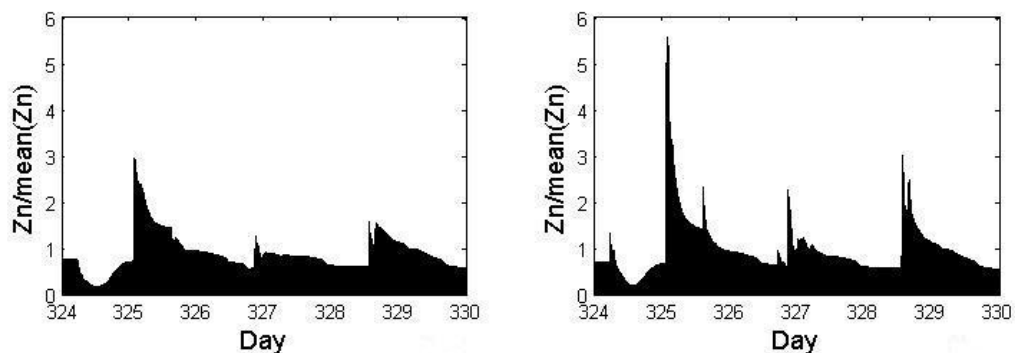


Figure 33 Rapport entre les concentrations journalières et la concentration moyenne de Zn en prenant en compte uniquement le dépôt de fond (à gauche) et le cas avec le traitement du trafic explicite sur les routes principales (à droite).

Bien évidemment, si l'intérêt principal est de simuler les flux annuels de polluants à l'exutoire d'un bassin versant, la modélisation dynamique des dépôts atmosphériques n'est pas un prérequis nécessaire. Toutefois, s'il y a un intérêt particulier à simuler les pics de concentrations à l'exutoire, par exemple si ceux-ci sont importants pour simuler les rejets des eaux pluviales dans une rivière et les questions connexes de toxicité, alors intégrer une échelle fine de variabilité pour le trafic est pertinent, en particulier si le bassin versant montre une variabilité spatiale et / ou temporelle élevée en termes de flux de trafic.

Ces travaux ont été publiés dans (Fallah Shorshani et al., 2014) et (Fallah Shorshani et al., 2015).

A la suite de ces travaux, il a été décidé d'essayer de poursuivre en essayant de prendre en compte la variabilité spatio-temporelle des dépôts à une échelle beaucoup plus fine pour la modélisation hydrologique d'un quartier urbain fort fréquenté par des véhicules. Cette conclusion est en partie à l'origine du projet ANR Trafipollu.

Nous verrons toutefois dans la suite des travaux effectués que le réel est toujours bien plus complexe que ce qui est envisagé en première instance et que les premières suppositions concernant l'influence directe du trafic et la pertinence du couplage avec

des modèles de trafic et atmosphérique sera ensuite partiellement remise en cause par les travaux de recherche ultérieurs.

Dans le cadre de la thèse de Saja El Ali (2014-2017), l'objectif poursuivi a clairement été d'essayer de pousser plus loin l'approche développée dans le cadre de la thèse de Masoud Fallashorshani, en utilisant un modèle de résolution spatiale plus fine : le modèle URBS (développé par l'IFSTTAR).

En particulier, les objectifs poursuivis sont les suivants :

- employer un modèle hydrologique conceptuel, supposé être simple quant aux lois décrites et à sa mise en œuvre, mais qui puisse inclure un plus haut niveau de détail dans la description de l'espace urbain que le modèle SWMM.
- Par rapport aux polluants suivis et selon les cas, ne pas se limiter strictement aux sources issues du trafic routier mais englober les autres sources de polluants en milieu urbain.
- Les travaux à petite échelle remettant en cause les formulations d'accumulation (surtout) et de lessivage, dans une moindre mesure, l'objectif poursuivi dans le cadre de ces travaux de thèse était de parvenir à améliorer les formulations conceptuelles aujourd'hui communément employées dans les modèles de qualité des eaux (Sartor et al., 1974) et justement de développer un modèle conceptuel à l'échelle du quartier ne reposant pas sur ces formulations.

Notre choix s'est porté sur le modèle URBS (Rodriguez et al., 2008), avec pour objectif de développer un module de qualité des eaux dans ce modèle.

Dans le modèle URBS, le quartier est représenté par un ensemble de parcelles cadastrales qui comportent l'immeuble ou la maison, les espaces verts attenants ainsi qu'une portion de chaussée qui est affectée à la parcelle cadastrale. Chaque élément a ses propres caractéristiques hydrologiques incluant l'interception d'une partie des eaux qui sont tombées sur la parcelle et le ruissellement et l'infiltration. Les volumes d'eau de chaque type d'occupation de la parcelle cadastrale s'écoulent ensuite sur la route affectée à la parcelle puis sont transférés en différents points du réseau.

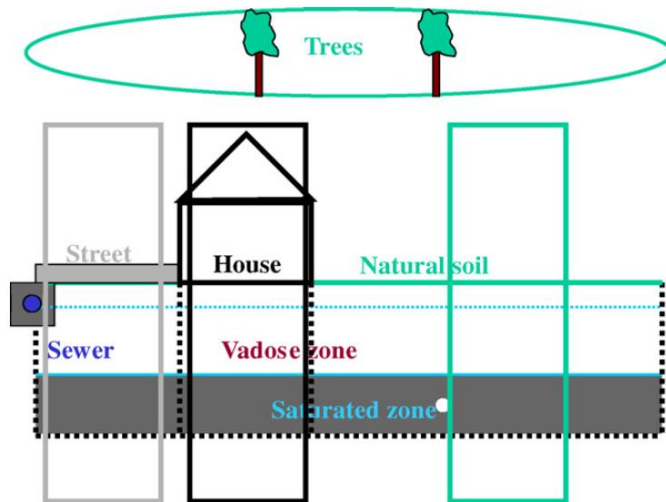


Figure 34 Schéma de principe d'une Unité Hydrologique dans le cadre du modèle URBS (schéma tiré de (Rodriguez et al., 2008))

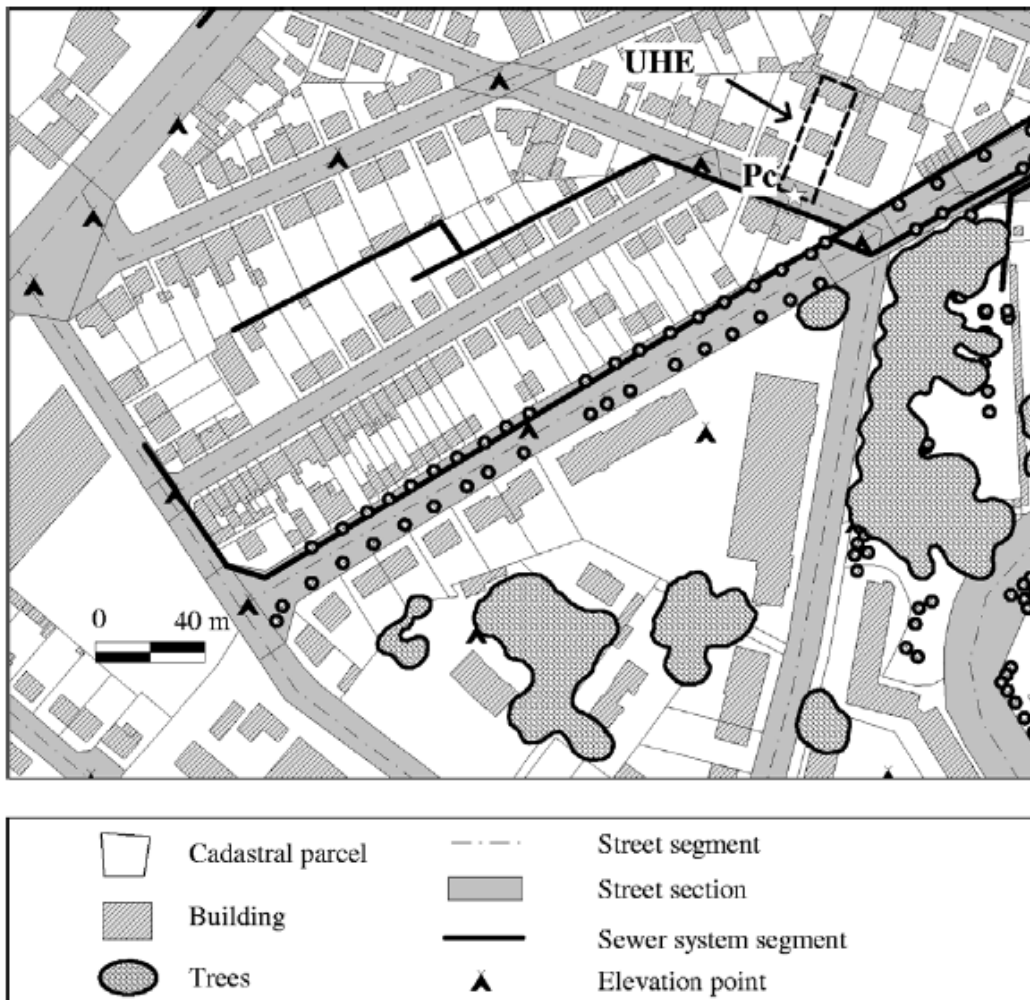


Figure 35 Insertion d'une Unité hydrologique dans une carte cadastrale (schéma tiré de (Rodriguez et al., 2008)).

Les travaux de thèse de Saja à l'échelle du quartier sont actuellement en cours et les résultats sont en cours d'acquisition. Je ne vais donc pas ici présenter en détails les résultats obtenus mais simplement expliciter les choix qui sont faits concernant la modélisation de la qualité au sein de ce modèle.

Les différentes expérimentations menées sur les transferts particulières ont montré le rôle crucial des particules fines, d'une part, mais aussi la nécessaire re-calibration des modèles conceptuel à chaque évènement de pluie. De plus, aucune relation très nette à un facteur environnemental mesuré n'a permis réellement de proposer une nouvelle génération de modèle conceptuel qui permette de remplacer les modèles précédemment utilisés dans la littérature. La stratégie qui a donc été retenue pour une modélisation conceptuelle à l'échelle du quartier a été une modélisation stochastique avec tirage au sort des différents paramètres d'accumulation et de lessivage pour les particules fines à chaque évènement de pluie. L'idée est d'obtenir un faisceau de solutions à l'exutoire du bassin versant urbain, permettant éventuellement au gestionnaire de prendre les dispositions nécessaires s'il ne souhaite pas atteindre un niveau de contamination donnée à l'exutoire d'un bassin versant. L'avantage d'une telle stratégie est qu'elle permet en même temps une visualisation des incertitudes associées à la modélisation produite, ce qui est un élément au combien important.

9.3.2 Modélisation détaillée à base physique à l'échelle du quartier

Dans le cadre des travaux de thèse de Yi Hong, nous avons tenté divers couplages entre des modèles 2D de surface et des modèles 1D pour simuler le réseau d'assainissement :

- Développement de la plate-forme de modélisation Multi-Hydro (non exposé dans ce mémoire)
- Développement de la plate-forme de modélisation TRENNOE (non exposé dans ce mémoire car le fait que le code CANOE est un code commercial ne permettait pas d'avancer et de poursuivre la modification des codes pour une modélisation véritablement couplée).
- Développement du modèle couplé LISEM-SWMM

Là encore, de la même manière que pour les travaux à l'échelle locale, l'hypothèse sous-jacente à ces travaux est qu'une représentation fine des écoulements en surface des bassins versants urbains, doit permettre de mieux représenter le transport des polluants dans le réseau. Pour ces travaux, le transport solide dans le réseau séparatif n'a pas été pris en compte, considérant en première approximation que cet aspect pouvait être négligé.

Cependant, s'il est possible à l'échelle d'un bassin versant routier de réaliser une modélisation effectivement valide des écoulements en ayant une topographie à une résolution convenable, il n'en demeure pas moins que cette simulation est impossible à réaliser à l'échelle du quartier, en raison d'un nombre de points de grille qui serait bien trop élevé.

En effet, si on prend une vitesse d'écoulement en temps de pluie qui peut facilement atteindre 10cm/s et sachant que le pas de temps de calcul pour les équations de St Venant est habituellement de l'ordre de la seconde, il est donc nécessaire d'avoir une maille qui ne soit pas plus grande que 10cm pour respecter la condition CFL.

Cette condition a bien été respectée dans les travaux à l'échelle du bassin versant routier avec FullSWOF, par contre, elle n'est pas respectée quand on travaille avec des mailles de 5m à l'échelle du quartier « Trafipollu ». Travailler avec des mailles plus petites imposerait un bien plus grand nombre de maille pour couvrir la superficie modélisée, ce qui n'est pas non plus envisageable en termes de temps de calcul. Pourtant les caractéristiques de l'écoulement ne variant guère, on peut en déduire que la convergence du schéma vers la solution aura sans doute du mal à se faire pour des écoulements rapides, sauf à adopter un pas de temps de calcul bien inférieur à la seconde.

L'hypothèse forte qui est donc faite par la suite est que la modélisation physique fine peut apporter un avantage par rapport à une modélisation simplement conceptuelle, même si les écoulements ne sont pas parfaitement représentés.

Dans ce qui suit, les objets urbains influant l'hydrologie du bassin versant sont représentés en modifiant artificiellement la topographie de surface. Par exemple, les bâtiments font l'objet d'une surélévation de 5m pour que le flux d'eau ne puisse pas les traverser. Au contraire, les routes font l'objet d'un creusement de 20cm puisqu'elles canalisent l'écoulement de l'eau par la présence de trottoirs. Ces artifices permettent de s'assurer, à partir d'une topographie générique utilisée comme données d'entrée du modèle, que l'eau ne s'écoule pas « au travers » des objets urbains représentés.

La Figure 36 illustre bien le travail réalisé sur les données topographiques pour effectuer la meilleure simulation possible sur le bassin versant.

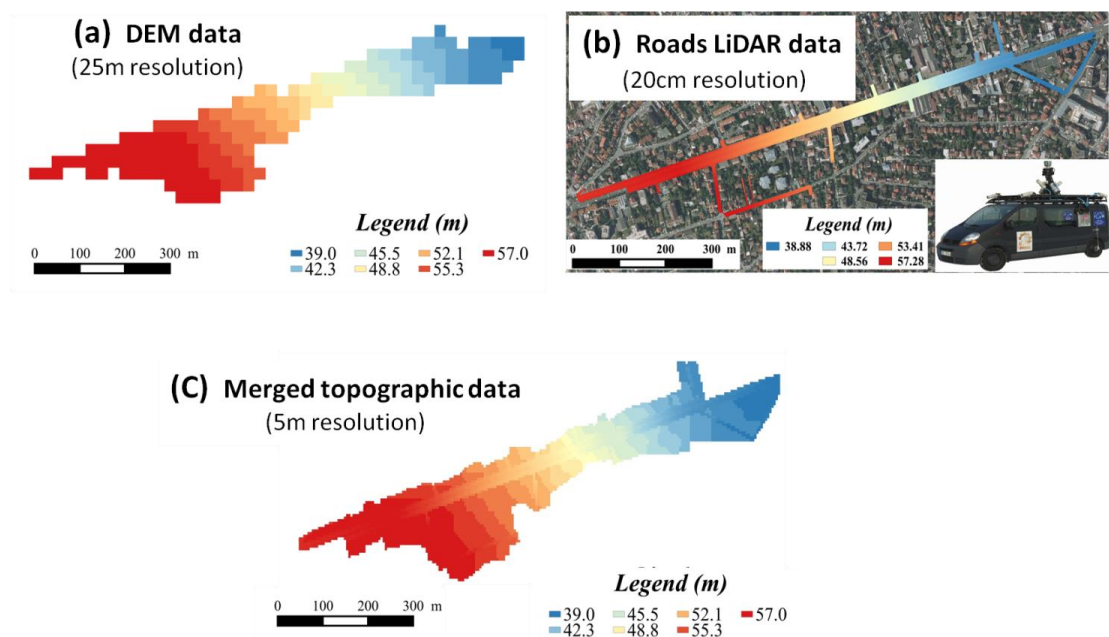


Figure 36 Travail sur les données topographiques du bassin versant Trafipollu dans le cadre de la mise en œuvre du modèle LISEM

Dans un premier temps, la plateforme TRENOC a consisté à coupler le modèle 2D TREX en surface au modèle 1D d'écoulement en réseau CANOE. Le travail s'est concentré sur l'analyse de la sensibilité des résultats du modèle aux données d'entrée pour les aspects quantitatifs. L'occupation du sol et la prise en compte d'une précision numérique adaptée se sont révélées être des facteurs beaucoup plus influents sur les

sorties de modèle que la calibration habituelle des paramètres hydrologiques dans des gammes usuelles considérées comme acceptables sur le terrain étudié, ou la prise en compte de données très fines de topographie. La comparaison aux données de qualité de l'eau, et en particulier aux données de concentration en matières en suspension (MES) à l'exutoire du bassin versant, a révélé une incapacité de ce modèle à reproduire correctement le pollutogramme en MES. Ceci a été attribué à deux principaux facteurs : un schéma numérique trop rudimentaire pour le modèle TREX conduisant à des accumulations d'eau erronées en surface et l'absence de prise en compte du phénomène de détachement des particules par les gouttes de pluie, ce qui s'est révélé être le principal facteur en zone urbaine pour les événements courants .

Ce travail a fait l'objet d'une publication qui est en cours de révision au journal *Water* (Hong et al., 2016a).

Dans un second temps, les travaux se sont concentrés sur le couplage des codes LISEM (De Roo et al., 1994) (Jetten and Roo, 2001) et SWMM car ces deux codes sont Opensource, ce qui signifie que le code source est accessible à n'importe quel utilisateur et ce qui permet d'envisager sereinement des développements ultérieurs. De plus, par comparaison au modèle TREX (Velleux et al., 2006), le schéma numérique de LISEM est susceptible de mieux convenir à la configuration de l'écoulement dans le bassin versant étudié qui est toujours le bassin versant Trafipollu. En effet, le modèle TREX ne prend en compte pour calculer l'écoulement dans un pixel (hauteur d'eau et vitesse) que les 4 pixels adjacents, dans les directions Nord-Sud, Est-Ouest, alors que le modèle LISEM a un schéma numérique plus raffiné et prend en compte les 9 pixels adjacents. De plus, et pour prendre en compte les résultats obtenus à l'échelle locale, il est nécessaire que l'impact des gouttes de pluie pour mobiliser les particules soit pris en compte, ce qui est le cas dans le modèle LISEM et non dans le modèle TREX.

Les développements de la plate-forme LISEM-SWMM ont été réalisés en lien avec l'Université d'Utrecht (Pays-Bas), équipe de Victor Jetten sur la modélisation de l'érosion en milieu naturel. La stratégie adoptée pour le couplage a consisté à relier séquentiellement les deux codes et à utiliser en données d'entrée pour la quantité de polluants déposés sur les surfaces urbaines les sorties de modèle d'Airparif. Le schéma de principe des relations entre les différentes briques de modélisation est représenté sur la Figure 37.

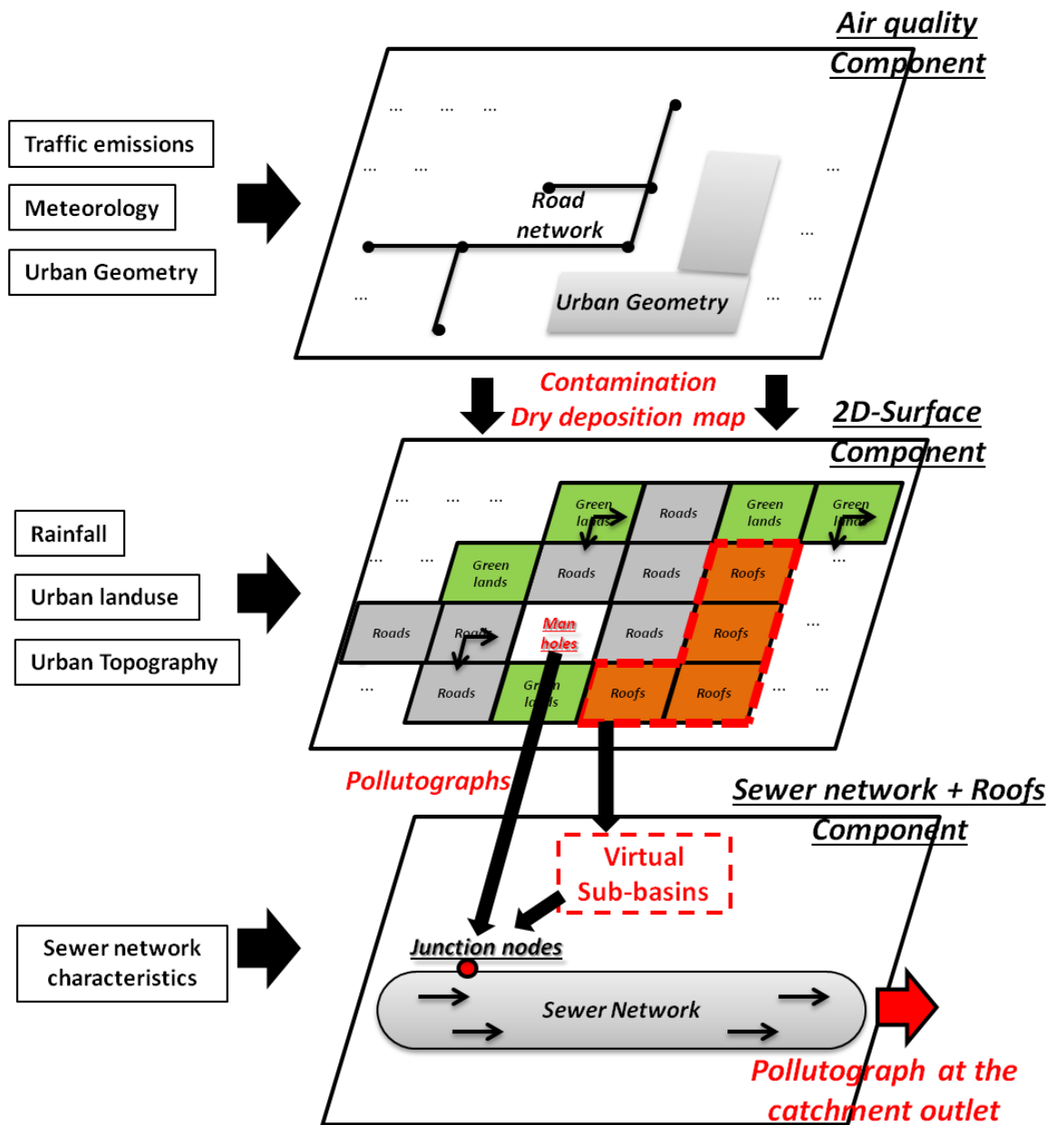


Figure 37 Couplage séquentiel de LISEM et de SWMM sur un bassin versant urbain (source Hong et al., 2016).

L'étude a été menée sur le bassin versant du projet Trafipollu qui est représenté sur la Figure 38.

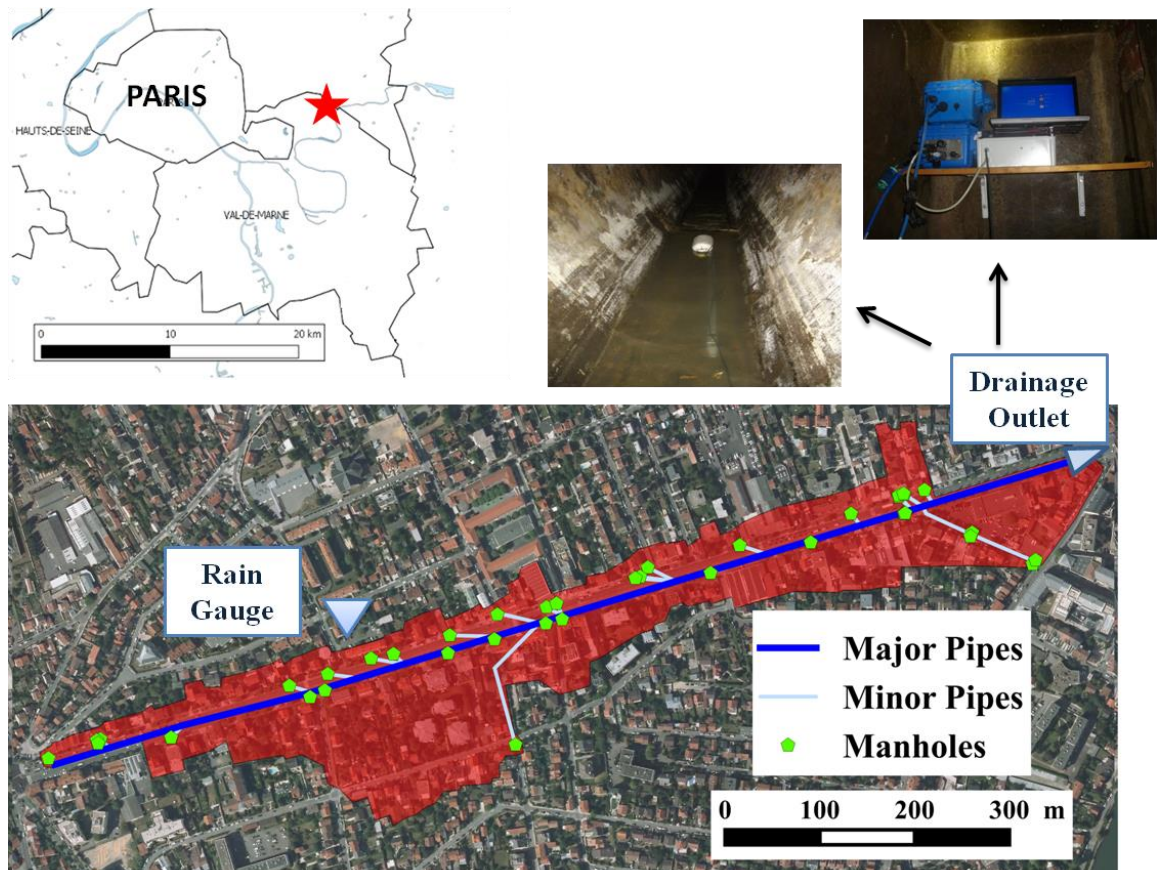


Figure 38 Bassin versant étudié avec la plate-forme de modélisation LISEM-SWMM

Le code LISEM incluant cette fois le détachement par la pluie des particules solides peut cette fois correctement reproduire le premier pic de pollution observé à l'exutoire, ce qui n'était pas le cas précédemment. La plateforme a donc été implémentée dans le cadre de 2 scénarios : un scénario de modélisation des polluants à l'exutoire des bassins versants basé sur la connaissance des données d'entrée du bassin versant issus des campagnes de mesure du projet Trafipollu et un scénario présentant en données d'entrée les données de dépôts issus de la modélisation de qualité de l'air d'Airparif pour les particules les plus fines et les données issues des mesures pour les particules plus grossières.

A partir des analyses au laboratoire réalisées dans le cadre du bassin versant Trafipollu, les teneurs des différentes classes de particules en différents contaminants ont été déterminées, étant donné qu'il était impossible de connecter directement dans le modèle classes de particules dans l'air et classes de particules dans l'eau (celles-ci n'étant absolument pas correspondantes), voir Tableau 9.

Tableau 9 Teneur en Cu BaP et BbF selon les classes de particules considérées.

	Content of Cu ($\mu\text{g/g}$)	Content of BaP (ng/g)	Content of BbF (ng/g)
Fine particles (< 10 μm)	936.08	1734.80	1981.01
Sampled detachable particles (All particle sizes mixed)	541.82	920.84	1176.05
Coarse Particles (> 10 μm)	219.24	254.88	517.44

Une fois les teneurs en différents polluants calculées, il est donc possible de formaliser les deux scénarios testés, utilisant pour les particules les plus fines ou non les données de sorties de modèle atmosphérique d'Airparif. Le Tableau 10 expose les deux scénarios testés.

Tableau 10 Quantité initiale déposées sur le bassin versant selon les deux scénarios testés

	Scenarios-1 (experimentally estimated)	Scenarios-2 (simulated)
Initial deposits of fine particles on roads (g/m^2)	0.45	Atmospheric simulations
Initial deposits of fine particles on roofs (g/m^2)	0.45	Atmospheric simulations
Initial deposits of coarse particles on roads (g/m^2)	0.55	0.55
Initial deposits of coarse particles on roofs (g/m^2)	0	0

Finalement, les résultats obtenus montrent que les modèles d'érosion adaptés pour simuler la qualité des eaux urbaines peuvent arriver à reproduire de manière très fine les observations. Les simulations sont d'abord réalisées pour reproduire la concentration en matières en suspension à l'exutoire du bassin versant urbain, puis dans un second temps pour reproduire les pollutogrammes en HAP et métaux. De plus, c'est la première fois que de tels développements sont réalisés, ce qui renforce la dimension innovante de la plateforme LISEM-SWMM.

Par contre, aucune amélioration très notable n'est observée suite à l'emploi de données de qualité de l'air pour calculer les dépôts des particules les plus fines. Les résultats des deux scénarios sont sensiblement équivalents.

Ce phénomène peut être expliqué par les effets de « first flush » à l'échelle du bassin versant urbain. Pour les événements pluvieux étudiés, étant donné que la plupart des polluants sont érodés au début des événements de précipitations, les effets des dépôts secs spatialement distribués ne sont sans doute guère perceptibles par l'observation unique à l'exutoire de bassin versant de relativement petite taille.

Néanmoins, les impacts de la distribution spatiale des dépôts secs atmosphériques pourraient encore être évalués par des mesures expérimentales par échantillonnage des avaloirs à différents endroits du bassin versant urbain. Cette évaluation du modèle pourrait conduire à mettre en place aux endroits les plus stratégiques du bassin versant des systèmes de dépollution pour certains avaloirs, les plus susceptibles de recevoir massivement des particules fines ayant une forte teneur en polluants.

De plus, en utilisant les teneurs en polluants pour les différentes classes de particules, les pollutogrammes à l'exutoire du bassin versant ont pu être calculés à l'exutoire du bassin versant, mais sans pouvoir directement être comparés à des analyses réalisées à partir de prélèvements au même endroit du bassin versant puisque les prélèvements et analyses dans le cadre du projet Trafipollu n'ont pu avoir lieu qu'au niveau de l'avaloir. Par contre, les niveaux de concentration obtenus ont tout de même été comparés aux niveaux observés à l'avaloir (voir Figure 39) et sont tout à fait cohérents.

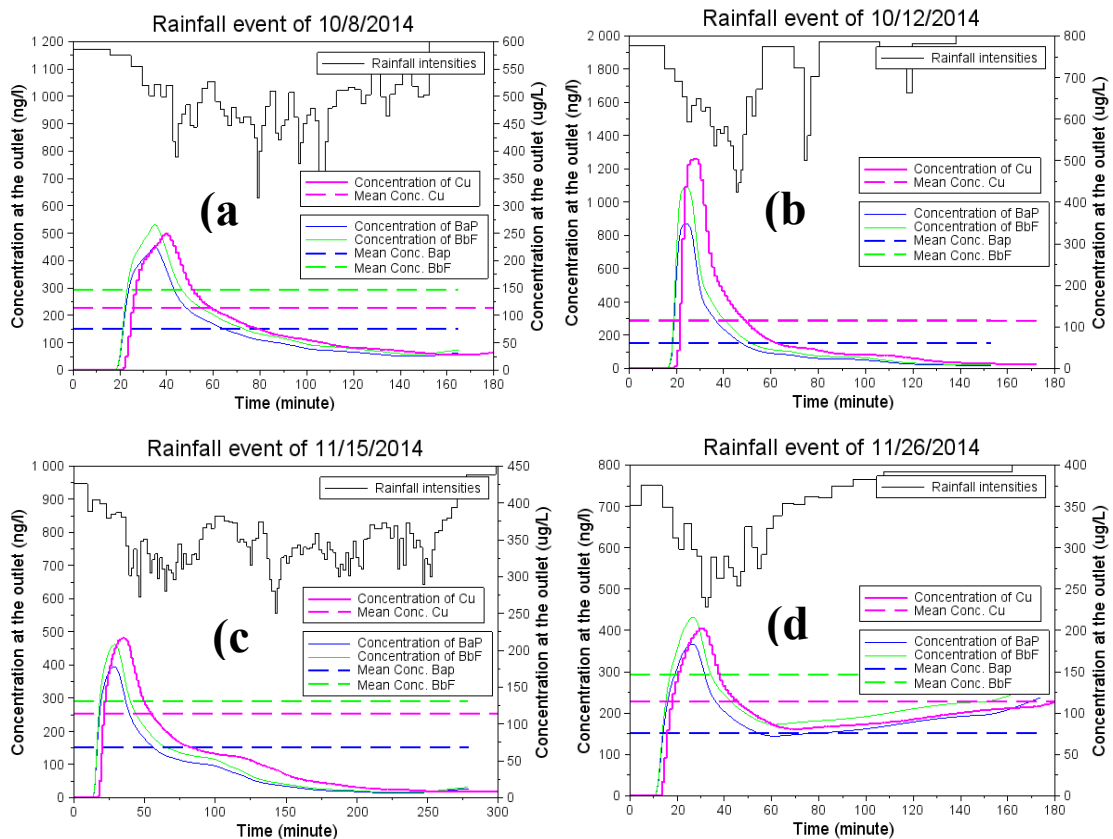


Figure 39 Niveaux de concentrations obtenus pour plusieurs polluants dans le cadre du scénario 1 et comparés à la concentration moyenne observée à l'exutoire

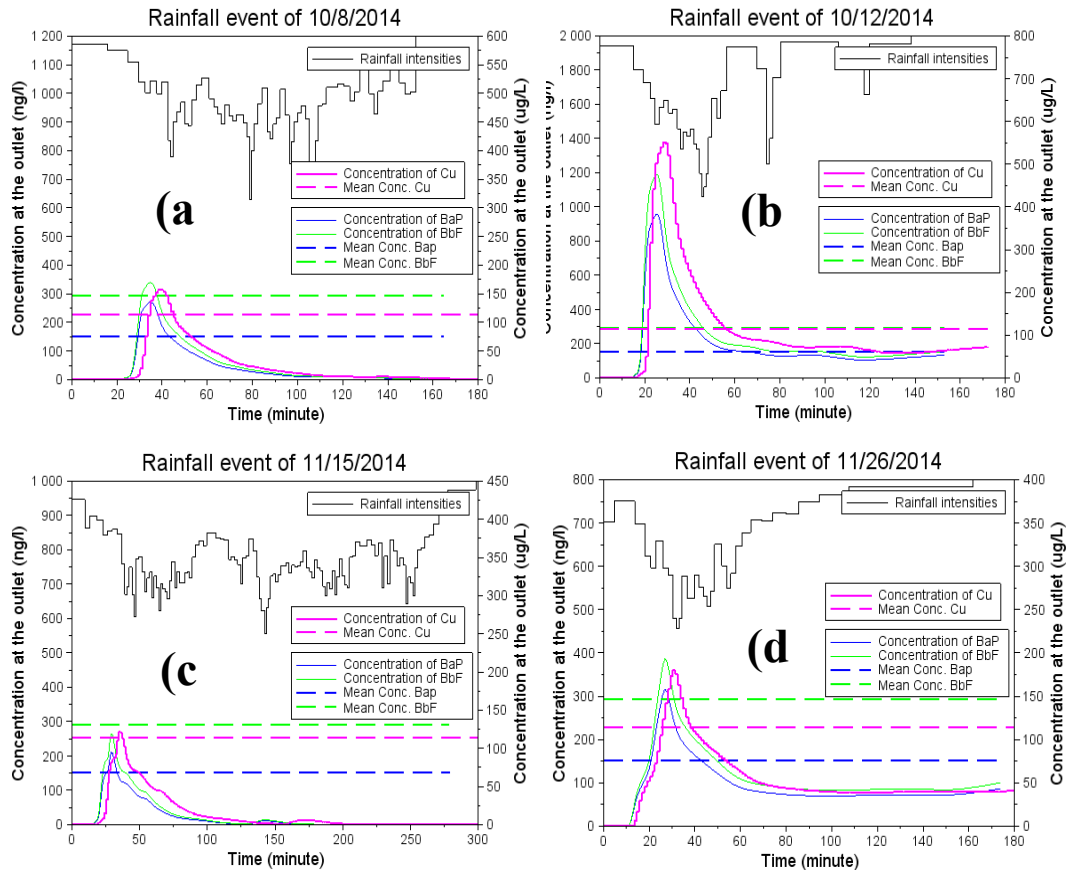


Figure 40 Niveaux de concentrations obtenus pour plusieurs polluants dans le cadre du scénario 2 et comparés à la concentration moyenne observée à l'exutoire

Compte tenu des incertitudes dans les mesures des métaux et des HAP lourds (Bechet et al., 2015), les Figure 39 et Figure 40 montrent que les deux scénarios donnent des résultats réalistes si l'on compare aux mesures des polluants dans les échantillons des eaux pluviales de ruissellement. En outre, comme le Cu est relativement plus facile à fixer pour les particules grossières par rapport à la BaP et BbF (cf. Tableau 9) et que les particules grossières sont d'autre part érodées pendant les événements pluvieux après les particules fines, les pics de concentration de Cu dans les Figure 39 et Figure 40 viennent plus tard que celle de BaP et BbF. Ces résultats encourageants confirment la validité de l'utilisation de l'approche de modélisation présentée pour simuler le transfert des polluants liés au trafic routier à l'exutoire du bassin versant.

Néanmoins, il convient de noter que les concentrations de polluants dans les simulations de scénarios 2 sont toujours inférieures à celle du scénario 1. Ceci peut être expliqué par la plus grande masse de particules fines déposées dans le scénario 1. Étant donné que les concentrations de Matières En Suspension dans les deux scénarios servent à la calibration, des matières en suspension contenant une plus forte proportion de particules fines pourraient transporter plus de polluants associés. L'analyse des résultats du scénario-2 pour les quatre événements pluvieux étudiés montre que le dépôt moyen atmosphérique de temps sec (PM10) pour l'ensemble du bassin versant urbain est égale à 0,055 g / m². Cette valeur est bien inférieure à la masse estimée de particules fines provenant des échantillons des eaux pluviales de ruissellement

(utilisée dans le scénario-1), qui est égale à 0,45 g / m². Ce résultat peut être expliqué principalement par trois raisons:

- les échantillons des eaux de ruissellement sont recueillis dans un avaloir le long de la route. Comme il y a plus de fines particules déposées sur les routes que sur les autres types d'occupations du sol urbain, les dépôts secs de particules fines pour l'ensemble du bassin versant urbain sont donc surestimés dans le scénario 1.
- Les simulations de qualité de l'air ne prennent pas en compte la pollution atmosphérique urbaine dite « de fond », c'est-à-dire non générée localement. Ceci a pour conséquence que les dépôts de PM10 dans le scénario 2 sont certainement sous-estimés dans cette étude.
- Les données d'entrée de précipitations utilisées pour la modélisation de la qualité de l'air sont basées sur un modèle de prédiction de MétéoFrance (modèle Arome, www.meteofrance.fr). Avec un tel modèle météorologique, les précipitations faibles (<1mm), qui ne sont généralement pas enregistrés par le pluviomètre, sont considérées comme des périodes de temps de pluie, ce qui diminue les dépôts secs simulés dans le scénario 2.
- les incertitudes relatives à la teneur des polluants dans les PM10 (Tableau 9) doivent également être mentionnées. En raison des incertitudes dans les précipitations et des vitesses de dépôt prises en compte dans les modèles, ainsi que les distributions de taille des particules, l'incertitude de la chaîne de modélisation simulant le dépôt atmosphérique polluant peut facilement atteindre un facteur 2 à 4 (Fallah Shorshani et al., 2015). Par conséquent, les résultats obtenus peuvent être considérés comme acceptables pour la modélisation des métaux lourds et de HAP dans le contexte urbain.

9.3.3 Travail sur la structure des modèles conceptuels

En lien avec le projet Tournesol, projets de coopération franco-belge soutenu par le Ministère des Affaires Etrangères, et en collaboration avec Guido Petrucci, différents tests ont été réalisés pour arriver à identifier quel degré de description de l'espace urbain il est pertinent d'introduire dans les modèles conceptuels pour parvenir à un niveau de performance acceptable tout en déployant un minimum d'effort en matière de données d'entrée.

Les modèles incluant des bassins versants sont largement utilisés dans le domaine de l'hydrologie urbaine, soutenus par l'abondance et le détail des données géographiques. L'inclusion de ces données dans les modèles hydrologiques nécessite cependant une complexité croissante de la structure du modèle avec des paramètres distribués spatialement, ce qui conduit potentiellement à une sur-paramétrisation. Dans le travail réalisé, des configurations et des structures de modèles différents, comprenant une quantité croissante d'informations géographiques sont testées à la fois concernant la prédictibilité du modèle pour les aspects quantitatifs mais aussi qualitatifs. Les différents scénarios testés pour la modélisation en hydrologie quantitative sont les suivants :

- S1: Le bassin versant est divisé en 19 sous-bassins homogènes. Leurs surfaces sont connues, mais pas leur imperméabilité. Par conséquent, pour chacune d'entre elles, les largeurs, la couverture imperméable et les autres paramètres physiques sont indéterminés.

- S2: Les mêmes données que S1 mais des données SIG sont utilisées pour estimer la surface imperméable de chaque sous-bassin.

- S3: Chaque sous-bassin «réel» est modélisé en cinq sous-ensembles «modèles» différents appelés unités homogènes (HU) selon la nature du couvert végétal (Bonhomme and Petrucci, 2013): toits, toits non raccordés au réseau d'égouts, espaces verts, routes et autres. La superficie de chaque HU est calculée à partir des données SIG. La couverture imperméable est fixée à 100% pour les routes et les toits, à 0% pour les espaces verts et est indéterminée pour les autres.

- S4: Même chose que S3, mais la longueur du chemin d'écoulement de surface pour chaque HU est évaluée à l'aide de données SIG. Par exemple, le chemin d'écoulement sur les routes est déduit du calcul de la longueur moyenne du trajet d'écoulement sur chaque HU. La même approche est appliquée aux toits où une longueur moyenne d'écoulement égale à 7 m est prise. Alors que la longueur dépend du type de HU, la pente de chaque HU reste égale à la pente moyenne topographique du sous-bassin versant.

- S5: Identique à S4 mais avec des pentes calculées indépendamment pour chaque HU.

- S6: Identique à S5 mais avec une modélisation explicite de l'écoulement dans la partie non représentée du réseau d'assainissement (c'est-à-dire les petits collecteurs internes aux sous-ensembles, reliant les surfaces aux collecteurs principaux). Dans ce but, un conduit large est ajouté entre la sortie de chaque sous-bassin versant et le réseau. La longueur de chaque conduit ajouté est estimée comme la longueur moyenne du trajet d'écoulement dans la partie non représentée du réseau d'assainissement.

Le modèle utilisé est le modèle SWMM5, le bassin étudié est le bassin versant de Sucy-en Brie, instrumenté dans le cadre d'OPUR4. Le critère de Nash-Sutcliffe est utilisé pour calibrer le modèle et évaluer les différents résultats obtenus pour les différents scénarios (voir Tableau 11).

Tableau 11 Paramètres non déterminés pour chaque scénario. La dernière ligne résume l'accroissement des données géographiques qui distinguent chaque scénario du précédent. Explication des chiffres dans le tableau: *: 1 pour perméable + 1 pour couverture imperméable; **: 19 sous-bassins; ***: 1 pour chaque utilisation des sols (routes, toits, toits non raccordés, espaces verts, autres utilisations du sol); ****: autres utilisations du sol; *****: 94 unités homogènes (HU); *****: 19 pour conduits modélisant des conduits non explicitement représentés + 1 pour les toits.

Parameter/group of parameters	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Manning's coefficient (pipes)	1	1	1	1	1	1
Manning's coefficients (surfaces)	2 *	2 *	5 ***	5 ***	5 ***	5 ***
Initial losses	2 *	2 *	5 ***	5 ***	5 ***	5 ***
Infiltration	3	3	3	3	3	3
Impervious covers	19 **	-	1 ****	1 ****	1 ****	1 ****
Widths	19 **	19 **	94 *****	-	-	-
Slopes	-	-	-	-	-	20 *****
Total	46	27	109	15	15	35
Increase of geographical data	-	+ impervious cover	+ detailed land cover	+ flow path length	+ detailed slopes	+ small collectors

Voici les résultats obtenus pour la modélisation en hydrologie quantitative :

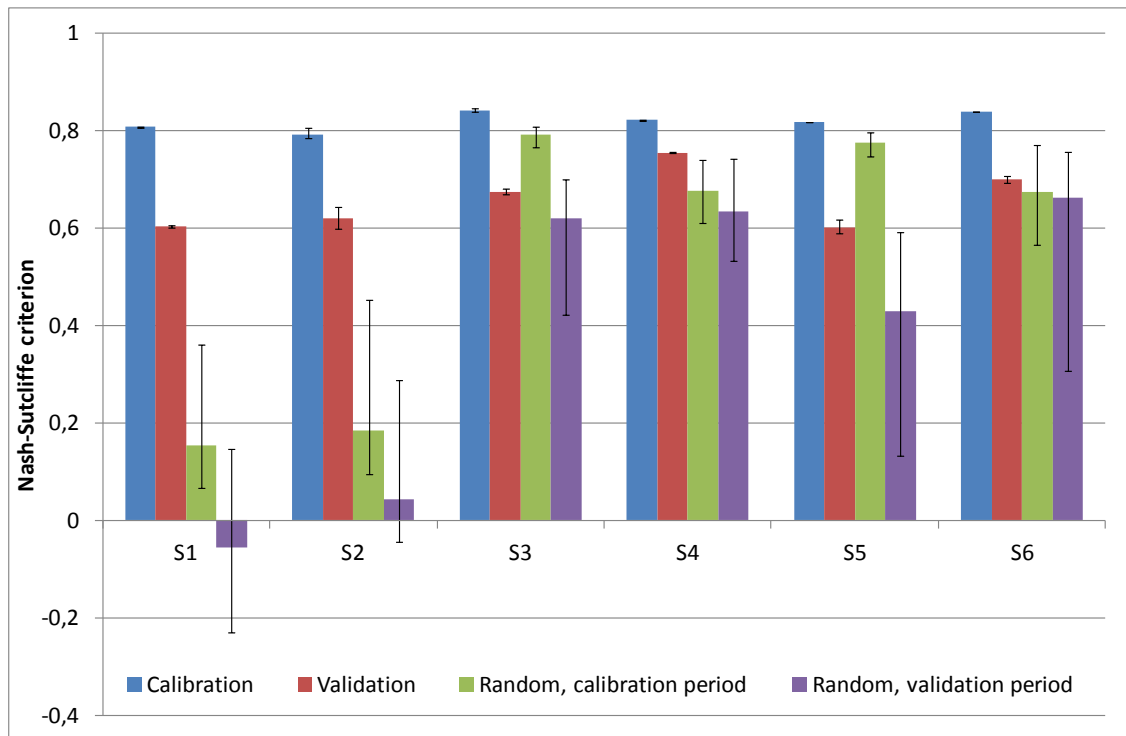


Figure 41 Performance des scénarios de modélisation de la quantité d'eau, avec calibration (calibration et validation) et sans calibration (paramètres aléatoires). Les barres «calibration» et «validation» sont les valeurs médianes du critère de Nash sur trois calibrations indépendantes et les barres d'erreur sont les meilleurs et les plus mauvais résultats obtenus. Les barres «aléatoires» représentent des valeurs médianes supérieures à 100 extractions et les barres d'erreur représentent les percentiles de 5 et 95.

Les travaux conduits à partir des données d'occupation du sol et des données à l'exutoire du bassin versant de Sucy en Brie (94) montrent que la prise en compte de certaines informations géographiques de base, en particulier concernant l'occupation du sol, améliore nettement les performances du modèle, mais si au contraire on continue d'essayer d'introduire des données moins raffinées, le gain en termes de performance du modèle est moins important, ce qu'illustre la Figure 41. De plus, les modèles dans lesquels on introduit des informations suffisantes en matière d'occupation du sol atteignent des performances comparables à celles des modèles calibrés.

Pour la modélisation de l'hydrologie qualitative, les scénarios testés sont les suivants :

- Q1: L'accumulation et le lessivage sur le bassin versant sont modélisés uniformément à l'échelle du bassin versant avec un seul ensemble de paramètres.

- Q2: L'accumulation et le lessivage ne dépendent que de l'utilisation des sols. Comme trois utilisations principales du sol ont été identifiées pour la quantité d'eau, elles sont conservées pour la qualité de l'eau: les espaces verts, les toits et les routes. Les «autres types de surfaces» sont considérés comme 50% de routes et 50% d'espaces verts car on ne peut pas dire a priori si ces surfaces sont plutôt perméables ou imperméables.

- Q3: L'accumulation maximale dépend de l'emplacement du bassin versant: le paramètre C1 est étalonné indépendamment pour chaque sous-bassin, tandis que C2, C3 et C4 ont une valeur unique pour l'ensemble du bassin versant.

- Q3: L'accumulation et le lavage dépendent complètement de l'emplacement dans le bassin versant. Un ensemble de 4 paramètres est attribué à chaque sous-bassin et calibré indépendamment.

- Q4: Ce scénario intègre la plus grande variabilité car les paramètres de qualité de l'eau sont définis indépendamment pour chaque HU.

Pour la modélisation de la qualité de l'eau (concentration de solides en suspension), la meilleure performance de modélisation est obtenue en choisissant une solution de compromis : avec une distribution spatiale modérée des paramètres, on obtient une performance satisfaisante pour le modèle, alors que la prise en compte d'aucune distribution spatiale mène à des performances limitées ou bien un excès de description spatiale conduit à une sur-paramétrisation. Une comparaison aux concentrations en matières en suspension réalisées sur une seule route du bassin versant montre que les paramètres qui conduisent à une bonne performance à l'échelle du bassin versant conduisent à des simulations plutôt réalistes, bien que non optimales par comparaison à l'usage de la calibration, à l'échelle très locale.

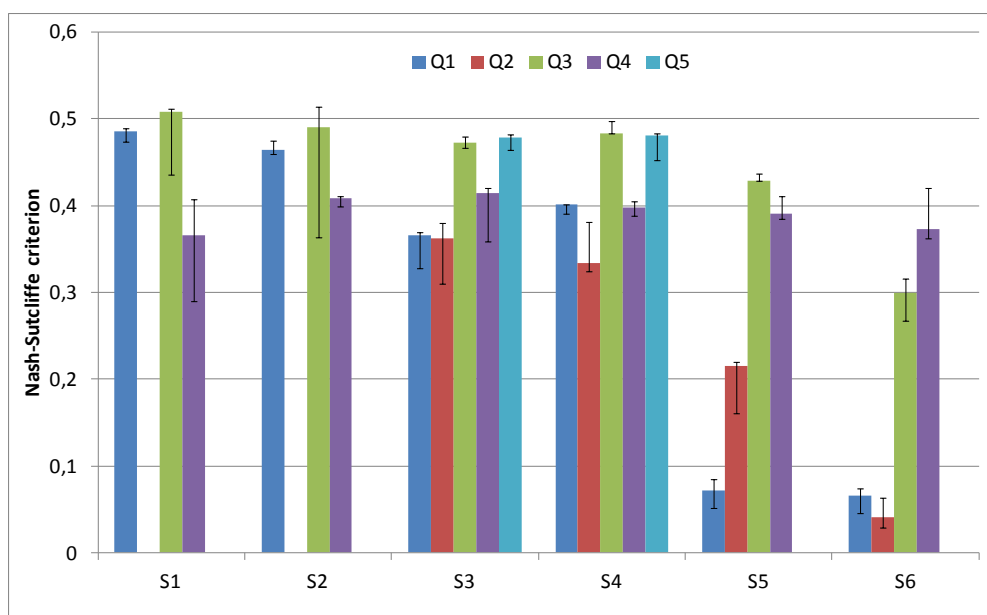


Figure 42 Performances des scénarios de modélisation de la qualité de l'eau en calibration. Les barres sont les valeurs médianes du critère de Nash sur trois étalonnages indépendants et les barres d'erreur sont les meilleurs et les plus mauvais résultats

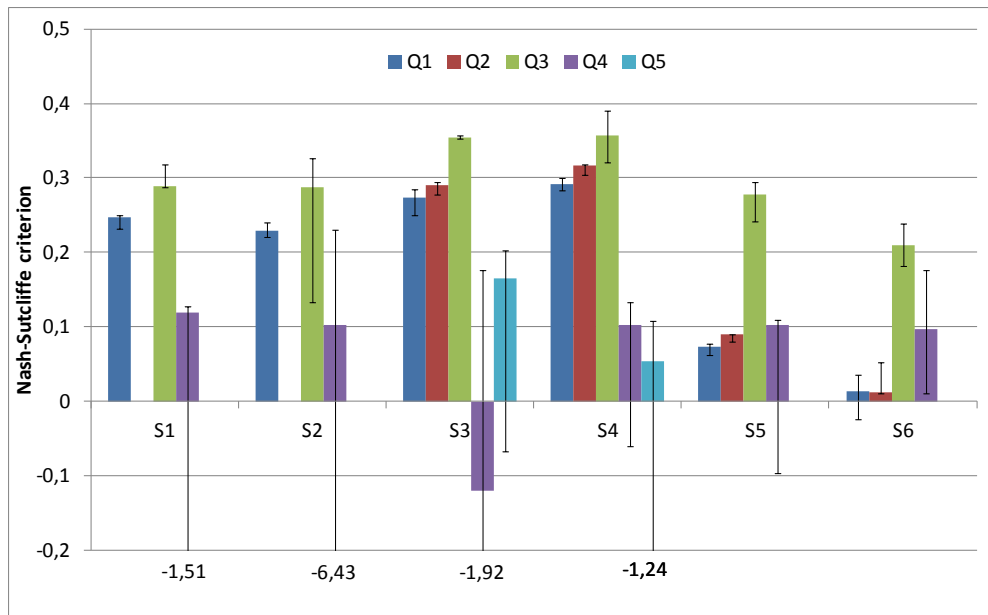


Figure 43 Performances des scénarios de modélisation de la qualité de l'eau en validation. Les barres sont les valeurs médianes du critère de Nash sur trois étalonnages indépendants et les barres d'erreur sont les meilleurs et les plus mauvais résultats.

Le travail réalisé, tant au niveau quantitatif que qualitatif pose indéniablement la question de la signification des paramètres calibrés. En effet, les tests réalisés à partir des différents scénarios ne comportent pas le même nombre de paramètres. Il est donc important de vérifier si ces paramètres ont réellement une signification ou si la calibration traduit simplement un ajustement du nombre de paramètres à la variabilité du système à modéliser.

Ces travaux ont été publiés dans un article (Petrucci and Bonhomme, 2014)

Par la suite, les travaux menés en collaboration avec Guido Petrucci ont été consacrés à essayer de comprendre si les paramètres déterminés après calibration dans les modèles conceptuels à l'échelle du quartier avaient réellement une signification et finalement si le « mythe » d'employer un modèle qui avait une véritable signification était ou non pertinent et atteignable.

Souvent, on interprète de manière hâtive que les paramètres et les lois valables à petite échelle peuvent être transposés à plus grande échelle. En prenant en compte différents niveaux de variabilité spatiale, les distributions de paramètres d'un modèle de qualité de l'eau sont obtenues dans ce travail complémentaire en utilisant un algorithme de Monte Carlo par chaînes de Markov. La variable simulée reste la concentration totale en matières en suspension obtenue à l'exutoire du bassin versant périurbain de Sucy en Brie (2,3 km²).

Les résultats de cette étude suggèrent que les modèles d'accumulation et de lessivages appliqués au bassin versant ne maintiennent pas leur sens physique, mais doivent être considérés comme des modèles de type boîte noire.

Les résultats sont d'ailleurs comparés à un modèle d'apprentissage de type réseau de neurones pour montrer que les performances sont équivalentes entre modèle d'apprentissage et modèle supposé conceptuel et à base « physique ».

Devant l'incapacité des modèles dits conceptuels de représenter une réalité, la piste explorée dans la suite consiste à essayer de la manière la plus physique et détaillée qui soit de modélisation la qualité de l'eau à l'échelle des bassins versants.

Ces travaux ont été publiés dans (Bonhomme and Petrucci, 2016).

9.3.4 Bilan intermédiaire concernant la modélisation à l'échelle du quartier

De manière très caricaturale, je dirais qu'on peut tirer deux grands types de conclusions des travaux qui ont été menés :

Les modèles conceptuels ont pu permettre d'atteindre des niveaux de prévision satisfaisants à l'échelle de quartier urbain, tant du point de vue de la calibration que de la validation du modèle. Cependant, la signification de paramètres physiques introduits dans ces modèles ne semble pas être vérifiée à l'échelle des sous-bassins versants. De toute façon, à l'échelle même de ces sous-bassins versants, qui sont par nature hétérogènes, la question même de la définition du sens de ces paramètres physiques se pose et il faut peut-être définir le sens des paramètres physiques à cette échelle à partir simplement de la constance des résultats obtenus après calibration. Dans les travaux que je mène actuellement, l'approche privilégiée pour améliorer la fiabilité des modèles distribués à base conceptuelle est plutôt de favoriser une modélisation stochastique plutôt que de chercher à tout prix à une formulation déterministe qui permette d'améliorer les formulations déterministes actuellement utilisées.

Les modèles à base physique donnent aussi des résultats intéressants, mais ils restent extrêmement lourds à manipuler, en termes de temps de calcul. De plus, le couplage de ces modèles aux modèles atmosphériques est à l'heure actuelle insuffisant étant donné l'exploitation des données expérimentales concernant le lien entre dépôts atmosphériques et degré de contamination des eaux de ruissellement qui a pu être fait dans le cadre du projet Trafipollu. Il faudrait compléter cette approche d'un travail de modélisation liant directement le trafic à la génération de particules fines sur les surfaces urbaines.

10 La période du questionnement :

Pour résumer les travaux précédemment exposés, mes travaux de recherche ont été très variés pendant ces 6 années, conjuguant à la fois démarche expérimentale et mise en œuvre d'une démarche de simulation. Ces allers-retours entre expérimentation et modélisation ont été particulièrement fructueux et riches scientifiquement pour moi et j'ai eu la chance d'avoir les moyens de concevoir des expérimentations qui correspondaient aux questions scientifiques qui étaient posées dans le cadre de la modélisation.

Cependant, il reste encore de nombreuses voies de recherche ouvertes pour atteindre totalement cet objectif. Tout d'abord, les travaux que j'ai présentés sont plutôt focalisés sur les polluants présents sous forme particulaires et qui présentent une très grande stabilité (HAP et métaux). Or, les polluants qui présentent un intérêt fort d'un point de vue environnemental et sanitaire peuvent être parfois sous forme dissoute et surtout sujets à de nombreuses transformations chimiques tout au long de leur transport (alkylphénols par exemple, voir les travaux réalisés pendant la thèse de Mathieu Cladière).

De plus, les performances obtenues tant à l'échelle très locale qu'à l'échelle du quartier urbain des modèles détaillés à base physique, si elles sont meilleures que d'autres travaux publiés dans la littérature n'en sont pas moins encore perfectibles. C'est un fait : la performance des modèles de qualité de l'eau n'atteint pour le moment pas le niveau des modèles hydrologiques quantitatifs. Par ailleurs, avec ces modèles, il est possible de s'approcher des enregistrements observés mais ces modèles n'arrivent qu'à reproduire finalement a posteriori les observations et ne sont guère utilisables dans des systèmes de prévision en raison de la lourdeur des calculs engagés et nécessitent la connaissance de données qui ne sont pas accessibles sur n'importe quel bassin versant urbain (par exemple les données granulométrique). Ce contexte ne favorise malheureusement guère le transfert de ce type de modèles vers les opérationnels.

Pour ce qui concerne les modèles conceptuels, ils ne passent correctement ni l'épreuve de la modélisation de la surface élémentaire dans le milieu urbain réel, comme par exemple le bassin versant routier dans le cadre du projet ANR Trafipollu, ni celle à plus grande échelle pour lesquels ils font juste illusion après calibration, mais ne revêtent aucune signification particulière quant aux valeurs des paramètres obtenus. Pour ces modèles conceptuels, il est constaté que la compréhension de l'accumulation sur les surfaces urbaines fait défaut et entraîne de ce fait pour des simulations consécutives de larges erreurs. La formulation sous forme de loi de puissance de la concentration en matière en suspension en fonction du débit (appelée « loi de lessivage ») semble par contre assez bien vérifiée. A propos de ces modèles conceptuels, il y a sans doute encore du travail à faire pour croiser les résultats obtenus à l'aide des modèles à base physique et en déduire des modèles conceptuels à la fois plus simples que les modèles détaillés mais aussi plus justes que les modèles existants jusqu'à présent. Nous verrons dans la partie suivante ce qui peut être envisagé à l'avenir.

Face à la difficulté d'obtenir des modèles de qualité des eaux urbaines totalement satisfaisant, j'ai choisi de prendre pour objet de mes recherches ma propre démarche de modélisation et de l'interroger. Dès les années 2013 et suivantes, j'ai entamé une démarche d'introspection, choisissant de faire face à la question de l'utilité sociétale de mes travaux de recherche:

Pourquoi ce sentiment d'inadéquation entre les attentes de la société et les travaux de modélisation engagés ? A quoi servent donc nos modèles de recherche ? Comment expliquer ce décalage entre la production de la recherche et les usages qui sont faits de nos modèles à des fins de gestion ou pour l'aménagement urbain ? Quelles sont les conditions pour que ces modèles deviennent utiles pour la planification urbaine ou pour la gestion ?

Mais avant de débattre de ces questions, je vais tenter de tracer quelques-unes des difficultés majeures auxquelles se heurte aujourd'hui la modélisation de la qualité des eaux sur les bassins versants urbains.

10.1 De la nécessité de travailler sur un système mieux défini

10.1.1 Des données parfois faillibles et des protocoles expérimentaux insuffisants par nature

Les données sur lesquelles s'appuient les modélisations à base physique et conceptuelle de la qualité des eaux sont souvent d'une précision insuffisante et sont lacunaires. Voici quelques exemples concernant la mesure de débit et de turbidité :

- Quel que soit le débitmètre utilisé, les données de débit peuvent être considérées comme imprécises puisqu'elles ne permettent de connaître le débit dans un conduit qu'avec une incertitude de l'ordre de 20%. Etant donné que cette mesure quantitative a un poids très important dans tous les calculs de flux de contaminants qui seront élaborés postérieurement, une telle incertitude sur la mesure de débit est tout à fait considérable pour la modélisation de la qualité et vient s'ajouter à toutes les autres sources d'incertitude.

- Les données sont aussi très imprécises pour le transfert particulaire. La mesure de turbidité est une mesure optique qui est fortement perturbée par les micro et macro-déchets flottants qui passent devant les capteurs. Elle est de plus influencée par les tailles et formes des particules qui passent devant le dispositif optique et qui sont éminemment variables d'un événement de pluie à l'autre. Ainsi, les thèses antérieures ont pu montrer que la relation MES-turbidité est d'une part variable d'un site à l'autre en réseau d'assainissement mais également d'un événement pluvieux à l'autre sur un même site (Hannouche, 2013). Ainsi, l'incertitude évaluée au cours de plusieurs thèses concernant l'évaluation de la concentration en matières en suspension (MES) à partir de la mesure de turbidité est de l'ordre de 30 à 40%.

- De plus, la mesure de turbidité elle-même témoigne de l'environnement particulaire immédiat du dispositif de mesures. Bien que nous ayons pris toutes les précautions d'usage, la mesure peut être différente selon l'endroit où est placé le capteur de turbidité, dans une zone à forte ou à faible sédimentation. Les dispositifs expérimentaux sont aussi questionnables et imparfaits. Pendant le projet Trafipollu, j'ai été confrontée à la nécessité de mesurer en continu débit et turbidité dans un avaloir de chaussée. Un dispositif expérimental ayant le même objectif a aussi été réalisé sur le site équipé par le programme OPUR à Sucy-en Brie (94). Malgré tous les

efforts mis en œuvre pour réaliser cette mesure, les contraintes inhérentes à l'avaloir et à la contamination même du milieu urbain qui n'est pas contrôlable, font que le dispositif même de mesure est imparfait. Même si ce type d'expérimentation est réalisé, et qu'il semble difficile de faire beaucoup mieux dans l'environnement urbain, ces dispositifs ne semblent pas totalement fiables concernant la mesure des particules en suspension. A chaque fois, la mise en place d'un protocole expérimental « parfait » se heurte à la complexité du terrain naturel urbain.

Par exemple, sur une chaussée, il existe à la fois une contamination par des micro et des macro déchets. La première étape pour recueillir les eaux d'une chaussée consiste donc en une étape de dégrillage. Mais la taille de la grille n'est jamais parfaite : trop grosse elle laisse passer la quasi-totalité des déchets avec un risque de bouchage certain, trop petite elle va directement se colmater et il ne sera pas possible de recueillir le flux d'eau dans l'avaloir. Après plusieurs essais, nous avons donc décidé d'une taille de dégrillage de 5cm, mais en période automnale, le système est assez rapidement obstrué et il est très difficile quelle charge en particules fines a été retenue par la première étape de ce système. Des visites bi-hebdomadaires ont été effectuées sur le site expérimental pour maintenir en l'état le système, mais malgré tout, il est arrivé que le système ne laisse passer que de façon partielle les eaux de ruissellement en raison des salissures constatées parfois sur le site, ce qui entraîne bien sûr une imprécision sur la mesure de débit qui est difficilement quantifiable.

Dans le cadre du projet Trafipollu, nous avons essayé d'évaluer l'imprécision induite par le système lui-même. Pour cela, nous avons fait passer dans le système des volumes d'eau propre importants (de l'ordre de 60L d'eau en 30 minutes) sans que l'eau ne transite par le bassin versant routier. Nous avons suivi les paramètres de quantité et de qualité d'eau tout au long de l'expérimentation, avec un enregistrement à chaque minute. L'objectif était d'arriver à voir pendant combien de temps il y aurait des remises en suspension à l'intérieur du système lui-même et quelle était la différence avant et après maintenance. La Figure 44 montre qu'il y a bien un phénomène de remise en suspension des particules présentes dans le système en particulier dans les premières 10 minutes de l'écoulement. Le phénomène est beaucoup moins prononcé cependant après la maintenance, mais existe tout de même dans une moindre mesure. La Figure 45 illustre les séries temporelles de conductivité et turbidité enregistrées après avoir effectué la maintenance. Dans le premier cas où le système est en partie encrassé, le « pic » de turbidité observé est bien inférieur à ceux observés lors d'évènements de pluie puisque sur la série de données de l'avaloir Trafipollu, le min-max des pics observés sont plutôt dans la gamme (300-1500 NTU), mais tout de même on peut considérer qu'il existe un impact du système expérimental lui-même lors de la mesure. De plus, et comme le montre cette expérimentation de contrôle, l'intensité du pic observé dépend de la distance temporelle à la maintenance hebdomadaire, ce qui ne peut être modélisé par un facteur correctif simple.

De plus, on peut s'interroger sur la validité de ce test dans une situation de pluie réelle car l'eau est ici injectée de manière très lente, à un débit d'environ 0.5L.min⁻¹,

ce qui est bien inférieur à la plupart des débits observés à l'avaloir pour les évènements de pluie observés.

- De plus, la mesure de turbidité, même si réalisée correctement, n'est pas encore une mesure de concentration en contaminant. Mesure de turbidité et concentration en contaminants seront reliées par la concentration en MES puis en considérant la concentration en contaminants des particules. L'incertitude liée à la quantification analytique des polluants sur les particules, et qui dépend du type de polluant considéré, doit donc être ajoutée.

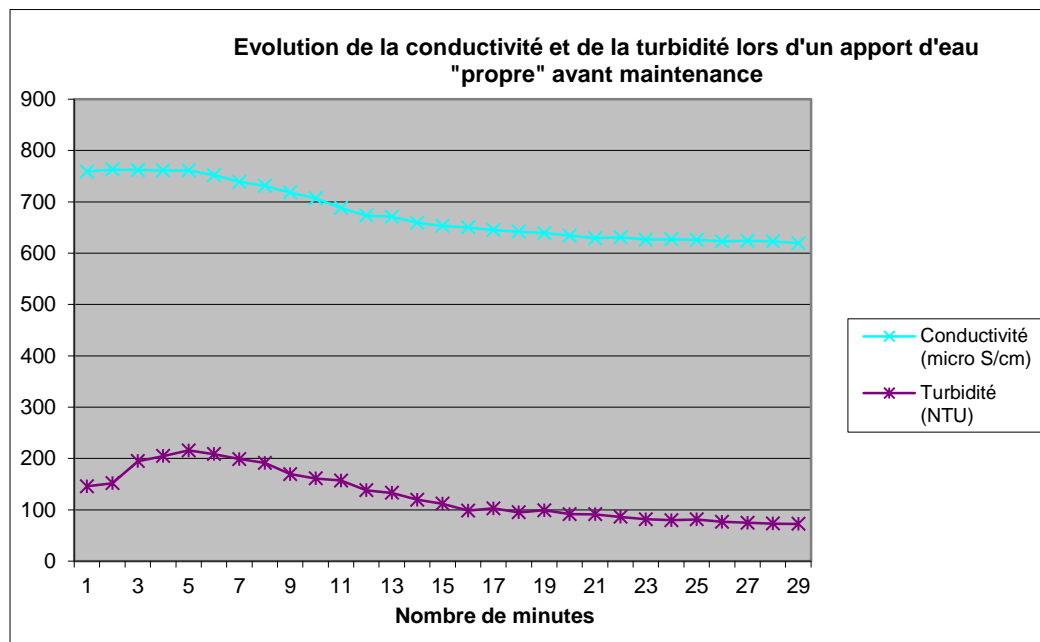


Figure 44 Ajout de 60L d'eau « propre » en 30 minutes avant d'effectuer la maintenance hebdomadaire

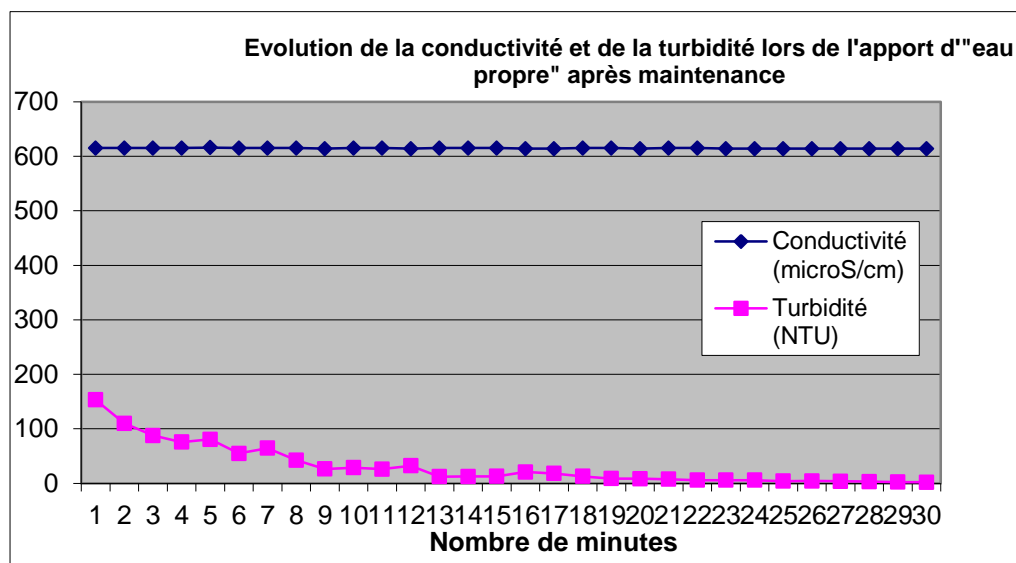


Figure 45 Ajout de 60L d'eau propre en 30 minutes après avoir effectué la maintenance hebdomadaire

Enfin, les protocoles d'échantillonnage en zone urbaine peinent à être représentatifs d'autres points que là où la mesure est effectuée car il faudrait des milliers de points de mesure à l'échelle même d'un petit bassin versant urbain pour véritablement pouvoir caractériser statistiquement la variabilité à l'échelle de ce même bassin versant. Nous avons pu nous rendre compte de cela notamment lors de la réalisation de notre protocole de mesure des dépôts secs (Bechet et al., 2015).

La difficulté liée à la mise en place de protocoles expérimentaux totalement représentatifs du phénomène que l'on souhaite observer est donc aussi un frein à l'élaboration de modèles précis.

10.1.2 Une stratégie de modélisation engagée remise en cause par l'expérimentation

L'idée première du projet ANR Trafipollu était que sur un bassin versant urbain très fortement fréquenté et en proximité immédiate du trafic, ce qui est différent de l'acquisition métrologique qui a pu être faite par ailleurs (projet ANR INOGEV, (Sabin et al., 2005)), il pouvait être pertinent, pour la modélisation de la qualité des eaux de coupler modélisation de la qualité de l'air (niveaux de concentrations pour les différents polluants communs avec l'eau) avec modélisation de la qualité des eaux.

Cependant les résultats métrologiques, mettant en lien la campagne de mesure des paramètres dans l'air avec les mesures expérimentales dans les eaux montrent que les modèles atmosphériques actuels ainsi que les mesures de qualité de l'air actuelles basés sur des observations et des simulations réalisées en hauteur par rapport au sol sont certainement inadaptés pour relier les deux. Les modèles d'émission ont été conçus dans une optique principalement sanitaire, avec donc une attention particulière et une prise en compte uniquement des particules inférieures à 10 microns (PM10), qui ont un impact sur la santé des poumons et peuvent générer des maladies coronariennes. Ils ne sont pas véritablement adaptés à la pollution des eaux, dont les tailles caractéristiques des particules transportées sont inférieures à 200 microns mais dont la médiane est très largement supérieure à 10 microns.

Sur ce sujet, j'ai pu co-encadrer un stage de M2 du master Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain de l'INSA de Lyon avec Saja El Ali (LEESU) et Béatrice Béchet (IFSTTAR), le stage de Xavier Debade, dont voici les principales conclusions :

Le travail met l'accent sur la contribution des dépôts secs atmosphérique pour la contamination des eaux pluviales, dans le quartier du « Perreux sur Marne" près de Paris, une zone à fort trafic (~ 30.000 véhicules par jour). Les données expérimentales sur les dépôts atmosphériques, sur les poussières collectées sur la route et des échantillons d'eau analysés sont analysés au cours des années 2014-2015 sur le bassin versant routier Trafipollu pour mieux comprendre quelle part peut être due à la contamination atmosphérique dans la contamination des eaux de ruissellement. Les périodes d'observation de la qualité de l'air et de la qualité de l'eau étant non coïncidentes, il est nécessaire de reconstruire les données de qualité de l'air sur la période considérée à partir de stations d'observation pérennes d'Airparif. Les influences de la caractéristique de l'évènement pluvieux et de la période antérieure de temps sec sur la charge polluante à l'exutoire du bassin versant routier ont été évaluées et l'étude en conclut que ces deux facteurs ne sont que peu corrélés à la charge

polluante à l'exutoire. De plus, les dépôts secs atmosphériques tels que calculés par les modèles atmosphériques, les poussières prélevées sur la route et la contamination des eaux de ruissellement sont comparés quantitativement et qualitativement, en termes de taille des particules et des charges de polluants (métaux traces et des hydrocarbures aromatiques polycycliques). Après ces évaluations, il semble clair que les dépôts atmosphériques ne contribuent que faiblement à la pollution à l'exutoire du bassin versant routier et comptent en moyenne pour 10% dans la charge polluante à l'exutoire du bassin versant routier pour les HAP (le maximum de contribution se situant en dessous de 40%), les résultats obtenus pour les métaux étant même inférieurs. Par ailleurs, si la variabilité des dépôts atmosphériques est grande en raison de la grande variabilité des périodes de temps sec (allant de quelques heures à plusieurs dizaines de jours), les masses de contaminant à l'exutoire transférées à chaque événement de pluie à l'exutoire du bassin versant routier montrent une variabilité bien moins importante (toujours inférieure à un facteur 10). Par ailleurs, les analyses statistiques montrent que la charge polluante des eaux de ruissellement n'est pas reliée à la durée de temps sec. Par contre, il est observé une corrélation importante à l'exutoire du bassin versant routier entre charge polluante et quantité de particules fines transportées dans les eaux de ruissellement, ce qui est en accord avec une teneur en contaminants supérieure pour les particules fines.

Ainsi, l'exploration des données expérimentales conduit à réexaminer la stratégie de chaînage des modèles entre modèles atmosphériques et modèles hydrologiques, en tout cas avec la définition actuelle de ce qui est considéré comme étant une contamination atmosphérique (les instruments de mesures des niveaux de contamination dans l'air étant le plus souvent situé à environ 2m du sol). La contamination atmosphérique semble expliquer une part faible des eaux de ruissellement. La non-corrélation de la contamination de ces eaux avec la période de temps sec oriente aussi des développements futurs en modélisation indépendamment du phénomène d'accumulation.

Si un lien peut vraisemblablement être fait entre contamination des eaux de ruissellement et trafic routier, il faut avant tout revoir les modèles d'émission pour les étendre aux particules de taille supérieures à PM10. Ceci dépasse largement le cadre de la recherche scientifique puisque cela ne sera le cas que si les politiques en matière de préservation de qualité de l'air et des eaux se rapprochent. Les modèles d'émission actuels sont le résultat de travaux internationaux à l'échelle communautaire et il serait nécessaire d'étendre et de revoir ces travaux pour obtenir des données d'émission fiables pour des particules supérieures à 10 microns. De plus, ces modèles ne doivent pas uniquement être précis concernant les émissions par le pot d'échappement mais aussi par toutes les autres formes d'émissions liées au trafic automobile, comme par exemple tous les phénomènes d'abrasion (des pneus, de la route des disques de frein). Les méthodes de mesure doivent aussi s'adapter pour avoir une acception peut être plus large de la contamination atmosphérique, avec des dispositifs capables de mesurer beaucoup plus au ras du sol qui permettent de « voir » des contributions en termes d'émission de polluants qui se situent juste au-dessus du niveau de la route, et non simplement mesurer des polluants à 2 mètres de hauteur du sol.

« Les gens n'aiment pas penser, c'est qu'ils ont peur de se tromper. Penser, c'est aller d'erreur en erreur. Rien n'est tout à fait vrai. De même, aucun chant n'est tout à fait juste. »
Alain, Propos sur l'éducation.

10.2 Des modèles hydrologiques de qualité des eaux : pour quoi faire ? Quels besoins de la société civile ?

L'objectif initial de mes recherches était de parvenir à reproduire la dynamique des concentrations en polluants urbains lors d'un évènement pluvieux. Ce premier objectif plutôt orienté vers l'acquisition de nouvelles connaissances fondamentales, comme nous l'avons vu précédemment, est un objectif partiellement atteint dans le cadre de mes travaux de recherche, puisque nous avons développé de nouvelles générations de modèles urbains de qualité des eaux lors de ces dernières années, qui ont plutôt amélioré la performance des modèles existants, sans toutefois être totalement satisfaisants. .

Mais cet objectif était-il un « bon » objectif pour la société ?

Dans la quête qui pousse l'homme à tenter d'avoir une meilleure connaissance de son environnement, on peut considérer qu'arriver à modéliser correctement les processus en jeu dans le transfert des contaminants en zone urbaine et être capable de modéliser la dynamique d'émission de contaminants à l'exutoire d'un bassin versant urbain est un objectif noble et qui mérite d'être poursuivi. C'est de plus un objectif qui peut être tout à fait utile en termes réglementaires puisqu'on peut imaginer à l'avenir que des modèles robustes remplacent des évaluations de concentrations ou de flux par exemple pour évaluer les déversements des eaux de ruissellement dans le milieu naturel, ce qui est déjà dans l'esprit du décret de 2015 qui concerne le rejet des eaux usées dans le milieu naturel lors des déversements d'orage.

De plus, mieux comprendre peut effectivement aboutir à de nouvelles mesures de gestion, puisque nous pouvons progresser concerner la connaissance de la localisation spatiale et des aspects temporels liés à l'émission des contaminants en zone urbaine. A partir de là, des solutions innovantes peuvent être imaginées pour les réduire, les piéger, et/ou réduire leurs effets nocifs. Mais le temps est long entre découverte de nouveaux éléments de connaissance et innovation.

Cependant, on peut se demander quelle est la résolution temporelle la plus efficace et la plus utile pour la modélisation de ces polluants ? La résolution temporelle à laquelle on cherche à reproduire ces pollutogrammes est-elle vraiment nécessaire?

Pour répondre à cette interrogation, il convient de remonter aux origines du problème. Les transferts de polluants par les eaux de ruissellement en zone urbaine lors des évènements de pluie peuvent affecter l'environnement lorsque les polluants sont directement rejetés dans le milieu naturel, sans avoir subi de traitement préalable ou bien lorsque le traitement reçu est inadapté ou insuffisant.

Il peut alors y avoir 2 types d'effets : un effet toxique sur l'environnement et un effet toxique sur la santé humaine (ingestion / contact).

Mes travaux, qui se sont concentrés sur le transfert des contaminants par les eaux pluviales en zone urbaine ne s'adressent qu'à la première catégorie d'impact, c'est-à-dire à l'impact environnemental.

Il me semble que les modèles hydrologiques de la qualité peuvent être intéressants pour 3 types d'application :

- 1. Pour suivre la contamination directe du milieu naturel lors des déversements pluviaux. Il serait alors pertinent de coupler une modélisation du réseau d'assainissement à une modélisation du milieu naturel.
- 2. Pour permettre une meilleure gestion de la station d'épuration pour le cas où les eaux pluviales rejoignent le réseau unitaire et se retrouvent dans la filière de traitement de la station d'épuration.
- 3. Pour modéliser la contamination liée aux déversoirs d'orage.

Pour le cas où il y a déversement dans le milieu naturel, il existe des polluants qui sont réglementés par la Directive cadre sur l'eau et dans ce cas les seuils autorisés ont été déterminés par différents comités d'experts sous la forme des NQE (normes de qualité environnementales de la Directive de 2013). Ces NQE ne correspondent pas à des seuils de toxicité aiguë pour l'environnement mais plutôt à l'évaluation de seuils de toxicité chronique. Comme les polluants sont rarement déversés à des niveaux où leurs effets sont une toxicité aiguë mais plutôt une toxicité chronique, la connaissance de pics de pollution a surtout un sens si on craint justement une réaction environnementale à ces pics, mais il semble qu'on soit bien en dessous des seuils d'écotoxicité en tout cas pour les polluants urbains auxquels j'ai pu m'intéresser. L'effet lié à une exposition faible, mais de long terme semble plutôt déterminant.

Pour les polluants émergents, qui ne sont pas encore réglementés aujourd'hui, mais dont on peut penser qu'ils le seront à l'avenir, il s'agit aussi le plus souvent de polluants qui sont plutôt à l'état de trace et dont les effets sont chroniques, soit seuls soit en association avec d'autres molécules dans le cadre d'« effets cocktails ».

Enfin, pour les polluants qui sont transférés en station d'épuration (perturbateurs endocriniens, médicaments, autres polluants d'origine plutôt pluviales), la question sera plutôt de savoir quelle est l'efficacité véritable du traitement des eaux sur ces molécules.

Finalement, pour les cas de déversements (1 et 3), il ne semble véritablement nécessaire de prévoir un pollutogramme à l'exutoire du bassin versant mais plutôt d'avoir une évaluation la plus précise possible des quantités de polluants auquel est exposé l'environnement sur des durées plutôt longues (de plusieurs événements pluvieux consécutifs) plutôt que de connaître précisément la dynamique des concentrations. Concernant le cas d'arrivée des eaux pluviales en station d'épuration (cas 2), avoir une vue globale de ce qui provient à la fois du pluvial et des eaux usées pour en permanence ajuster le traitement de la station d'épuration tant du point de vue de son efficacité environnementale qu'économique, est un aspect important, et dans ce dernier cas, connaître très précisément la dynamique de la contamination et son niveau peut permettre d'ajuster les procédés de traitement. Les deux besoins semblent donc bien différents et justifient donc a priori des approches différentes.

Ces aspects font d'ailleurs partie des aspects stratégiques au jour d'aujourd'hui pour le SIAAP, qui souhaite investir dans les années à venir dans la mise en place de capteurs à haute fréquence dans son réseau et souhaite développer des modèles déterministes mais aussi et surtout statistiques pour arriver à mieux prévoir en temps réel les flux d'eau et de polluants qui arriveront en station d'épuration. Mes travaux de recherche n'ont jusque-là pas eu pour sujet principal cette question.

Finalement, l'objectif initial de mes recherches qui était celui de développer des modèles dynamiques des polluants à l'échelle locale ou à l'échelle du quartier mérite

sans doute d'être légèrement réorienté pour correspondre mieux à des attentes opérationnelles. Pour évaluer les effets d'une contamination plutôt chronique vers le milieu naturel, il semble préférable d'avoir des modèles qui arrivent à prévoir de manière juste et plutôt sur le temps long ce qui est apporté au milieu naturel. Par contre, à des fins industrielles de gestion d'une station d'épuration, la mise au point de modèles dynamiques de prévision des concentrations et des flux de contaminants au sein des bassins versants urbains. Dans ce cas, ces modèles doivent vraisemblablement intégrer aussi à terme une composante « eaux usées » puisque les eaux qui arrivent à la station d'épuration comportent à la fois des eaux pluviales et des eaux usées.

10.3 Le « partenariat » et la confiance à instaurer pour rendre utiles de nouveaux modèles

La question du « modèle pour quoi faire et du modèle pour qui ? » est à l'origine d'une phase longue de réflexion qui m'a conduit à travailler aussi dans le domaine des sciences humaines et sociales, en collaboration avec José-Frédéric Deroubaix, chercheur au LEESU dans le domaine de la sociologie et des sciences politiques.

Je viens d'expliquer en quoi je percevais un décalage entre mon activité de recherche et les besoins véritables en termes d'utilité sociale. Ceci m'a conduit à me demander ce qui fondait l'utilité d'un modèle en dehors de la recherche : quelles sont les conditions pour qu'il soit utile et quelle fonction est revêtue par le modèle (le modèle n'étant pas forcément utile pour lui-même) ?

En lien avec cette réflexion, voici quelles ont été mes activités d'encadrement et d'animation de la recherche pendant ces dernières années, toujours menées en collaboration avec José-Frédéric Deroubaix, avec qui nous avons trouvé un terrain fertile de production intellectuelle, à mi-chemin entre sciences pour l'ingénieur et analyses des politiques publiques :

- Encadrement de la thèse de N. Chong sur les usages des modèles dans le cadre du programme Piren Seine
- Encadrement des post-doctorats de Lorenza Tomasoni puis d'Hadrien Commenges concernant les usages des modèles urbains et en particulier des modèles intégrés
- Organisation d'une table ronde avec les partenaires d'OPUR concernant leurs attentes en matière de modélisation
- Réflexions dans le cadre du Labex « Futurs urbains » autour des questions de modélisation

Pour ce mémoire d'HDR, je me bornerai à aborder cette question en donnant deux exemples des recherches conduites qui illustrent les résultats obtenus autour des usages des modèles dans le domaine de l'eau à travers deux matériaux bien différents :

- L'observation des pratiques de modélisation des partenaires du programmes de recherche OPUR au travers de l'organisation d'une journée atelier mêlant chercheurs et opérationnels du domaine de l'eau en mai 2016 à l'Ecole des Ponts.
- Le travail de terrain réalisé en lien avec Hadrien Commenges et portant sur les usages et fonctions de différents types de modèles urbains (qualité de l'air et qualité de l'eau).

10.3.1 Journée d'échanges entre opérationnels du domaine de l'eau et partenaires du programme OPUR (24 mai 2016) : Vers de nouveaux modèles de recherche pour la qualité des eaux urbaines ?

La journée d'échanges entre opérationnels du domaine de l'eau et partenaires du programme OPUR (départements de la petite couronne parisienne, SIAAP, AESN) a permis un premier temps d'échange entre opérationnels du domaine de l'eau (potentiels utilisateurs direct ou indirect des modèles) et ceux qui les produisent (chercheurs du programme OPUR). Dans sa phase IV, les aspects modélisation ont été considérablement renforcés dans OPUR et à présent, les actions de modélisation sont présentes principales au sein de 4 thèmes du programme OPUR :

- Emissions et dépôts atmosphériques
- Processus sur les surfaces urbaines
- Ouvrages de gestion à l'amont
- Processus dans le réseau
- Modélisation intégrée

Certains résultats obtenus au sein de ces thèmes ont déjà été présentés dans les parties précédentes et donc le lecteur a déjà pu percevoir l'optique de ces travaux.

Etaient représentés lors de cette réunion : la Mairie de Paris, le Val de Marne, la Seine-Saint-Denis, les Hauts de Seine, le SIAAP. Voici dans l'ordre les principales préoccupations présentées par chacun des participants :

Pour la Mairie de Paris, les usages recherchés en matière de modélisation sont :

- D'être capable de modéliser le réseau d'assainissement parisien, ce qui présente certaines difficultés pour obtenir les bons forçages amont et aval du réseau.
- De pouvoir étudier les effets du zonage pluvial. Le zonage pluvial met en place un système d'abattement systématique et dépendant de la zone considérée dans Paris du premier volume de la pluie (entre 4mm et 16mm du volume abattu). L'objectif est de limiter les déversements du réseau unitaire, qui sont censés être fortement responsables des charges polluantes déversées dans le milieu naturel. L'objectif affiché par la Mairie de Paris est de zéro rejet à l'horizon 2050.
- De mettre en place de modèles 2D/1D pour les études de crues (meilleure représentation des écoulements de surface)

Les points principaux de préoccupation sont donc :

- Les inondations
- Les déversements unitaires
- Les îlots de chaleur urbains pour lesquels des solutions de type toitures végétalisées semblent particulièrement adaptées.

Concernant le Val de Marne, l'usage futur de la modélisation aurait plutôt pour objectif d'arriver à prévoir les volumes de déversement du réseau unitaire en temps de pluie.

Actuellement, il existe un programme pluriannuel de mesures de débits. On échantillonne environ 10 évènements par an, les prélèvements sont asservis au débit de manière à pouvoir reconstituer des concentrations et des flux moyens. Les paramètres analysés sont le pH, la conductivité, la DCO, la DBO5, les MES, le NH₄, le NTK, le Phosphore, les HAP totaux, métaux, les analyses bactériologiques classiques (entérocoques intestinaux, E. coli)

Le Val de Marne insiste sur l'arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5. Cet arrêté précise que les déversements issus du réseau unitaire en temps de pluie doivent être inférieurs à 5% en volume ou en charge (choix en volume). Comme il est impossible de conduire l'ensemble des mesures nécessaires à cet arrêté et d'instrumenter tous les déversoirs d'orage, le département souhaite surveiller les rejets par le développement de la modélisation de la quantité (du réseau unitaire), ce qui est prévu par l'arrêté (voir Article 12).

La qualité des eaux est simplement déduite des résultats de la modélisation de la quantité par une simple « règle de trois ». Cette démarche est jugée pour le moment la meilleure existante car la modélisation de la qualité des eaux est jugée pour le moment trop peu fiable et nécessitant des connaissances d'expert trop élevées pour être réalisées en routine par les services opérationnels.

Pour la Seine Saint Denis, la problématique centrale concerne les inondations. Le département possède plusieurs stations d'auto-surveillance : stations de surveillance des rejets au milieu naturel (mesures du débit et de la turbidité en continu). Une loi de corrélation turbidité – MES- DCO est utilisée pour évaluer les rejets. Avec ce type d'information, il semble plus pertinent d'essayer de faire des bilans au mois ou à la semaine.

Finalement une modélisation « qualité » complète et complexe ne semble pas utile étant donné les contraintes réglementaires actuelles.

Pour les Hauts de Seine, les principales priorités sont la réduction des risques de débordement de réseau et la maîtrise des déversements vers la Seine et la Bièvre. Une autre priorité est de limiter les déversements d'eaux usées dans le réseau d'eau pluviale pour se conformer à l'arrêté de 2015.

Concernant les modèles employés, ils sont très simples, les plus homogènes et documentés possibles car l'objectif est leur mise à disposition du plus grand nombre d'acteurs possible. Il est extrêmement important que les hommes du métier remettent sans cesse à jour le modèle pour que celui-ci reste tout le temps à jour (en cas de chômage des installations par exemple)

L'auto-surveillance est importante dans la mesure où 85% des débits transférés au SIAAP sont surveillés ainsi que 95% des déversoirs d'orage. Au niveau de la gestion au quotidien, les modèles doivent être facilement manipulables par tout le monde (modèles en Excel préférés).

Concernant le SIAAP, la modélisation fait clairement partie des futurs enjeux stratégiques. Le SIAAP possède depuis longtemps une interface qui permet de prendre en compte les affluents depuis les différents départements au sein du modèle MAGES (Modèle d'Aide à la Gestion des Effluents du SIAAP). A l'aide des données météo, le SIAAP est alors en mesure d'effectuer des prévisions à 6 ou 24h et d'adapter les flux d'eau qui arrivent dans les installations du SIAAP. Mais pour le moment, ce modèle d'aide à la décision n'inclut pas de composante dédiée à la qualité des eaux urbaines.

Finalement, voici les différents éléments qui se dégagent de cette consultation des acteurs opérationnels :

Nous observons des acteurs très largement engagés dans la modélisation de la quantité et non de la qualité. A ce stade, ils ne croient pas en une modélisation fine de la qualité qui soit véritablement opérationnelle et finalement ce constat est plutôt en accord avec le constat que nous pouvons tirer du côté des chercheurs.

La modélisation de la qualité est mise de côté pour deux raisons principales: un manque de performance des modèles reconnu, une complexité de mise en œuvre, notamment pour avoir des données adéquates pour satisfaire les modèles de qualité des eaux.

Il y a également un grand vide juridique autour des enjeux du pluvial. L'accent a été largement mis jusqu'à présent sur la contribution des déversoirs d'orage. L'évolution de la réglementation serait sans doute susceptible de faire évoluer les besoins à l'avenir.

En conclusion, on peut observer à première vue une certaine orthogonalité entre les besoins exprimés par les opérationnels et les préoccupations poursuivies dans le champ de la recherche puisque :

- Les besoins exprimés par les opérationnels sont plutôt du côté de la modélisation du réseau unitaire, et en particulier des déversoirs d'orage, et non du côté de la modélisation des eaux de ruissellement pluviales.
- Les opérationnels semblent plutôt avoir besoin d'outils très simples à manipuler alors que nos efforts de recherche ont plutôt porté sur le développement d'outils à base physique très détaillés.

Pour autant, je ne crois pas qu'il faille tirer des conclusions sombres de ce tableau à un instant donné, qui peut effectivement refléter une certaine orthogonalité entre développements dans le domaine de la recherche et préoccupations plus opérationnelles. En effet, la modélisation a été très fortement renforcée dans le cadre d'OPUR que très dernièrement (dans la phase IV, même si quelques travaux de modélisation ont été réalisés dans les phases antérieures). OPUR est donc un programme « jeune » sur le terrain de la modélisation, si on le compare au programme PIREN-Seine par exemple. Cette phase OPUR est peut-être justement le début d'une aventure de co-construction de modèles, première phase plutôt marquée par le développement de modèles dans le champ de la recherche et non dans le champ opérationnel, ce qui ne présage en rien des impulsions qui seront données aux travaux de recherche pour les prochaines années.

10.3.2 Quelles fonctions jouent les modèles urbains par rapport à la prise de décision publique? Quel devenir de l'expert en lien avec les enjeux de modélisation ?

Ce questionnement a été au cœur des travaux d'Hadrien Commenges, post-doc financé par le Labex « Futurs urbains » et que j'ai co-encadré au LEESU.

La nouvelle gouvernance urbaine repose sur le fait de disposer de systèmes rationnels de gestion (Batty et al., 2012). Une partie de cette rationalité repose sur des outils de modélisation numérique qui peuvent toucher au domaine de la qualité de l'air, de l'eau, du transport, des réseaux d'assainissement.

Dans le cas des modèles statistiques, ils s'appuient fréquemment sur la connaissance d'un grand nombre de données qu'on essaie justement de relier entre elles par un modèle statistique.

Une part de la littérature insiste sur le fait que la modélisation ne serait pas uniquement utile par les résultats qu'elle fournit, mais par l'influence sur le processus de décision lui-même. La modélisation permettant d'éclairer l'évidence du choix (Clarence, 2002). De plus, les modèles sont parfois entachés de nombreuses incertitudes qui peuvent parfois, lorsque connues, relativiser fortement les résultats obtenus avec le modèle et pouvant conduire à une certaine méfiance des utilisateurs de modèles.

Mais si les modèles ne disent pas la vérité, qu'est-ce qui justifie véritablement leur existence ? Dans une perspective fonctionnelle, quel est véritablement le rôle que les modèles assurent ?

Il y a véritablement un gap entre modélisateurs et politistes dans le domaine des sciences sociales. Les uns se préoccupent techniquement de la validité de leurs modèles mais peu de la manière dont ils sont utilisés après, les autres se préoccupent de l'usage des modèles mais peu de leur véritable signification et véracité en termes de résultats.

Les modèles sont des sortes d'objet –frontière entre la décision politique et l'expertise (Gieryn, 1983; Jasanoff, 1987). Ils contribuent à la dépolitisation de la décision publique en transférant la décision de la stricte décision politique à des comités techniques.

Dans le cadre du travail post-doctoral d'Hadrien Commenges, les cas d'étude qui ont été exploités lors de ce travail sont l'élaboration du Plan de Prévention de l'Atmosphère (PPA), et la révision du Schéma Directeur d'Aménagement du SIAAP. Les 2 terrains d'étude ont été conduits par l'observation des comités techniques, et l'analyse de la littérature grise.

- Pour les deux terrains d'étude, on constate qu'il y a un processus marqué par différentes étapes qui est mis en place dans le processus de modélisation en lien direct avec l'action publique : tout d'abord, il est nécessaire de déterminer ce qui est à évaluer avec la modélisation, puis ensuite il s'agit de le modéliser.

Dans le cas du PPA, le bureau d'étude Burgeap est engagé sur la définition de ce qui est à modéliser alors que l'étape d'exécution de la modélisation, c'est-à-dire du scénario qui a été défini conjointement est fait dans une seconde étape par Airparif.

Au sein des comités techniques, on constate peu à peu une anonymisation de la contribution des uns et des autres. Le modèle sert à cristalliser un consensus et il y a

de moins en moins de points de désaccords qui ressortent du processus. L'existence d'un unique compte-rendu dans ce type de réunion renforce le fait que les différents intervenants autour de la définition du modèle parlent d'une même voix.

La modélisation intégrée est à mettre en relation avec le concept d'expertise distribuée. Les deux terrains font apparaître, dans le processus de modélisation, une répartition des tâches claire en apparence : 1/ un ensemble de mesures (mesures réglementaires, planification d'infrastructures) est fixé ; 2/ ces mesures sont évaluées avec les modèles de simulation. Cette séquence de deux étapes peut être répétée plusieurs fois jusqu'à obtention d'un ensemble de mesures cohérentes dont l'impact est évaluable. Pour la qualité de l'air comme pour la qualité de l'eau il faut s'approcher de critères de « bon état » fixés, en partie, par des directives européennes (OJEU 2000, OJEU 2008).

Nous avons observé 3 fonctions principales de la modélisation intégrée :

- **Le cadrage** : délimiter de manière nette le champ de l'expertise et fixer le rôle de chaque acteur.
- **La création de liens** : créer des canaux relationnels entre les différents acteurs du comité d'experts.
- **La consolidation de l'expertise.**

En fin de compte, la confiance partagée au sein du comité d'experts devient possible par et au travers du modèle. Le PPA illustre particulièrement bien d'ailleurs que la question de la validité du modèle n'est perçue qu'au prisme de la confiance que s'accordent les différents acteurs. La validité du modèle est vue a priori au travers du statut de celui qui produit la modélisation ou la pratique.

Finalement, l'objectif principal de ce travail était de comprendre l'imbrication des modèles dans des configurations d'expertise, de combler le fossé entre le fonctionnement technique d'un modèle et ses fonctions sociales pour l'élaboration des politiques publiques.

Les deux études de cas (air et eau) suggèrent un changement dans la nature de la multi-expertise : ni conflictuelle ni intersectorielle, nous avons observé dans les deux cas une configuration entrelacée avec une communauté d'experts faisant usage de modèles intégrés. De plus, nous avons mis en avant trois fonctions que jouent les modèles au sein de cette configuration d'expertise distribuée : cadrer, canaliser, consolider. Les modèles intégrés participent ainsi à la fabrication du consensus au sein de la communauté d'acteurs et ils font paraître cette communauté comme un acteur indivisible.

Ce dernier point pose une question cruciale sur la nature de l'expertise. Pour qu'une expertise existe, il faut pouvoir établir un lien clair entre les connaissances spécifiques engagées dans l'action et leur auteur. En effet, la responsabilité associée à un expert entre dans la définition même de la qualité d'expert. Or, dans une communauté d'experts qui construit une politique publique en contribuant à une plateforme de modélisation intégrée, ce lien ne peut être établi. Doit-on parler d'une nouvelle forme d'expertise, ou s'agit-il d'une dilution de la qualité de l'expert au profit d'une autre fonction ?

Ce travail a été valorisé sous forme de 2 publications: (Commenges et al., 2016a, 2016b).

10.3.3 Bilan intermédiaire

Enfinement si l'on rapproche les travaux conduits en collaboration avec Hadrien Commenges de la journée d'échange avec les opérationnels du domaine de l'eau, il semblerait que l'usage des modèles repose sur la mise en place d'instances de co-construction.

Le rapprochement au sein de ces groupes de travail des chercheurs et des opérationnels dépasse d'ailleurs largement le strict intérêt du développement d'un modèle et participe également (sans doute) à une fluidité dans le transfert de connaissances entre les différents acteurs.

En reprenant une citation de Vincent Rocher du SIAAP :

« Les meilleurs modèles sont ceux qu'on critique »

On perçoit bien que le fait qu'il y ait un lieu de discussion, de débat, de discussion autour d'un modèle contribue à l'enrichir par l'utilisation qui en est faite et fait finalement que les uns et les autres investissent pour utiliser l'outil.

10.4 Les systèmes d'indicateurs de performance dans les éco-cités en chine.

Dans le cadre du travail de post-doctorat d'Hadrien Commenges, nous nous sommes intéressés au rôle de la modélisation urbaine dans la planification stratégique ou la gestion des projets urbains dans un contexte franco-français, en Ile de France. Ce travail m'a mené à m'intéresser à la notion de « ville durable », terme aujourd'hui fort utilisé, presque galvaudé, pour me demander ce qui définit et caractérise l'aménagement urbain durable.

Ce travail de compréhension de l'aménagement urbain durable m'a conduit à m'intéresser à l'urbanisme nouveau en Chine, et en particulier au concept d'éco-cité. Les éco-cités chinoises sont l'appellation donnée à de vastes quartiers (souvent plusieurs centaines de milliers d'habitants) construits ex nihilo à proximité de grandes villes chinoises. La question environnementale est devenue aujourd'hui centrale pour la santé des chinois, en particulier pour la qualité de l'air, mais aussi pour l'eau (nombreuses où il y a la problématique des inondations et problèmes de qualité de l'eau liée aux nitrates et phosphates) (Buckley and Piao, 2016). La question initiale à laquelle nous avons souhaité répondre était la suivante : dans l'élaboration du plan de masse de villes nouvelles telles que les éco-cités chinoises, y a-t-il ou non l'usage de modèles numériques à un moment ou à un autre de la phase de conception ou de déploiement du projet ?

Nos recherches nous ont tout naturellement conduites sur le terrain de la ville de Tianjin. Tianjin est le premier projet d'éco-cité d'envergure en Chine. C'est aussi la première éco-cité à avoir commencé à accueillir des habitants. La dizaine d'années de recul que nous avons à présent concernant cette éco-cité en fait un terrain d'étude particulièrement pertinent. Les premières conclusions auxquelles nous sommes parvenus constate la naissance d'une idéologie de développement urbain durable à la chinoise, basé non sur des résultats de modélisation mais sur la mise en place d'un système d'indicateurs assez élaborés, aussi appelés KPI (pour Key Performance

Indicators). Pour l'élaboration du plan masse de Tianjin éco-cité, la rationalité des choix effectués ne semble pas avoir été défendue par l'usage de modèles numériques mais par l'établissement de ce système d'indicateurs, censé être scientifiquement fondé car relevant de différentes références scientifiques observées par l'Académie des Sciences Environnementales de Tianjin, désignée responsable de la mise au point du système des indicateurs.

Bien sûr, le plan masse de l'éco-cité construite autour d'un plan d'eau, la disposition même des différents quartiers censés réduire les déplacements en voiture, ainsi que la mise en place de routes très larges dédiées à des transports multi-modaux et propres, suggère que l'on est bien au cœur d'une éco-cité durable. Cependant, aucun capteur et aucun système d'observation ou de mesure quantitatif ne semble avoir été mis en place pour s'assurer que le système d'indicateurs allait effectivement pouvoir être respecté.

Dans la recherche de modèles plus durables pour le développement chinois, le concept d'« éco-cité » a été repéré comme un modèle susceptible de fournir des solutions aux problèmes environnementaux, écologiques, et socio-économiques. Le travail réalisé pendant le post-doc de Yinghao Li, dans le cadre du groupe transversal « Modélisation et Dynamiques urbaines » du Labex apporte ainsi un nouveau témoignage du projet sino-singapourien de l'éco-cité de Tianjin à mi-chemin de l'échéance de l'évaluation du projet fixée à 2020.

L'étude de terrain réalisée courant 2016 au sein de cette fameuse éco-cité fait émerger ses atouts mettant au grand jour des discussions et analyses qui ont néanmoins été ignorées jusqu'à ce jour. Il apparaît au cours de ce travail que le mode de gouvernance locale mis en place pour administrer la construction et la gestion de l'éco-cité de Tianjin est un mode de gouvernance novateur pour la Chine. En particulier, un bureau de l'environnement est entièrement dédié au respect du système d'indicateurs, lui-même dédié à la durabilité selon les 3 piliers bien connus du développement durable : durabilité environnementale, sociale et économique. De plus, au niveau technologique, nous avons pu constater la mise en place de solutions techniques innovantes susceptibles, si correctement conduites d'apporter des solutions pour des villes plus durables : en particulier, l'énergie solaire est utilisée systématiquement pour les bâtiments publics, les déchets font l'objet d'un tri ayant pour objectif la production d'énergie dans une usine de méthanisation dédiée, tandis que la collecte des déchets par camions est remplacée par un système de collecte pneumatique.

Cependant, les défauts, qui ne sont pas des moindres, fournissent également des éléments de débat sur la pertinence de la construction d'éco-cités en vue d'un développement urbain durable. En effet, nous avons pu constater sur place un certain décalage entre les objectifs initiaux des KPI et le manque voire l'absence de monitoring destiné à vérifier l'efficacité de ces indicateurs. De plus, lié à la non connaissance ou à la non-coopération d'un certain nombre d'habitants, les infrastructures peinent à remplir leurs objectifs. C'est par exemple le cas du système de collecte des déchets. Aujourd'hui, la plupart des bâtiments construits n'ont finalement pas été connectés au système de collecte des déchets en place, car les promoteurs ne sentaient pas une demande suffisante de la part des habitants pour répercuter le surcoût. L'usine de méthanisation n'a pas pu être mise en fonctionnement

en raison de l'absence de tri suffisante des différents types de déchets (secs et humides).

Au-delà du contexte strictement lié aux éco-cités, l'implémentation d'un système d'indicateurs de performance, la mise place d'une structure de gouvernance favorisant le respect des contraintes environnementales, représentent des pistes intéressantes pour un changement de paradigme dans l'urbanisme chinois en général.

Ce travail a fait l'objet d'une publication en cours de publication dans la revue China Perspectives.

11 Les perspectives dans le domaine de la recherche

11.1 L'innovation dans le domaine de l'hydrologie urbaine

Mes réflexions portant autour de la modélisation des polluants par l'eau, puis ensuite plus largement sur les questions d'usage des modèles et de construction des villes m'ont progressivement conduite à progressivement remettre en question mon positionnement par rapport à mon sujet de recherche.

Tout d'abord, il m'est apparu que la question de la contamination de l'eau dépasse largement les frontières française ou européenne. Les questions liées à la pollution des masses d'eau superficielles est à mon sens par exemple beaucoup plus brûlante en Chine qu'elle ne l'est à l'ouest de l'Europe avec des manques encore criants concernant le traitement des eaux et donc des problèmes de charge en azote et phosphore dans les cours d'eau et retenues d'eau qui sont bien plus présents qu'en Europe (Buckley and Piao, 2016). L'industrie est aussi à l'origine bien sûr de la contamination des masses d'eau pour certains polluants et il est estimé qu'entre la pollution d'origine agricole et la pollution d'origine industrielle, environ 80% des masses d'eau souterraines en Chine utilisées directement par des habitants seraient impropres à la consommation car très fortement polluées. Or, pour faire progresser ces questions, il me semble que l'étape de la modélisation n'est pas encore d'actualité. Souvent, il faut commencer par mettre en place des campagnes de mesure pour connaître précisément les niveaux de contamination sur le territoire, en comprendre les raisons, puis ensuite une stratégie pour éviter une telle contamination pourra être mise en place.

Au niveau national, il y a toujours bien sûr des enjeux liés à la qualité des eaux puisque la France ne se situe pas véritablement parmi les bons élèves de l'Union Européenne tant du point de vue de l'état chimique et écologique de ses masses d'eau de surface que de ses masses d'eau souterraines. D'après la synthèse réalisée par EauFrance en 2013, seulement entre 35 et 40% des masses d'eau superficielles atteignent le bon état chimique en 2013 sur le territoire. Le bon état est défini à partir de l'analyse de 41 substances figurant sur les listes de polluants dangereux et prioritaires de la DCE. Parmi ces contaminants, certaines sont plus présentes sous forme particulaire, ce qui est le cas des HAP et des métaux comme nous l'avons vu, mais de nombreuses autres sont sous forme dissoute et c'est peut-être pour cette pollution que sont aujourd'hui les plus grands enjeux. En effet, si la plupart de mes travaux ont plutôt porté sur la pollution d'origine particulaire et qu'il y a encore à réduire les pollutions de HAP et de métaux lourds dans l'environnement, la pollution d'origine particulaire sera la plus « facile » à combattre, par exemple en mettant en place des bassins de décantation comme celles qui existent pour les rejets autoroutiers ou de périphériques, en chaque point de déversement des eaux pluviales. Aujourd'hui, il existe aussi des solutions portatives qui sont des mini-chambres de décantation qui peuvent être disposées au niveau des chambres des avaloirs à l'entrée même du réseau d'assainissement pour bloquer la contamination par les contaminants particuliers dès la source en milieu urbain. En voici un exemple sur la Figure 46.

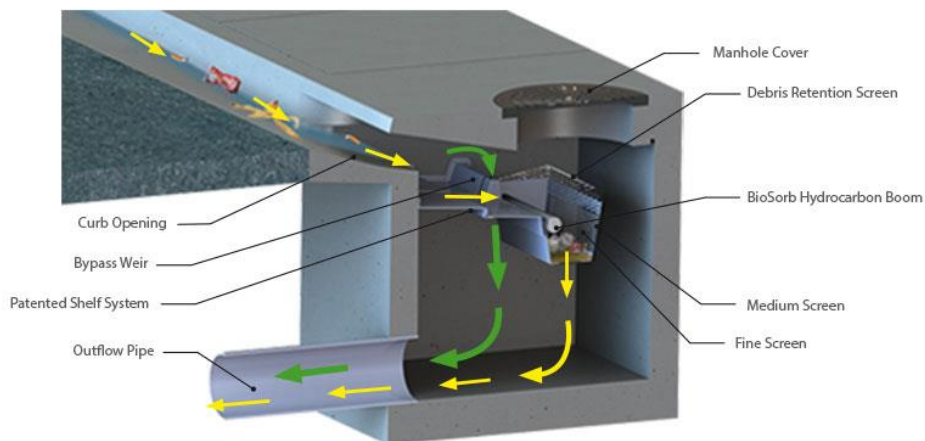


Figure 46 Solution de rétention des polluants d'origine particulaire commercialisée par le groupe BioClean

Ce type de solutions, si entretenues régulièrement, pourrait permettre de réduire significativement les déversements de ces polluants. Aujourd'hui, les travaux réalisés dans le cadre du projet Roulepur montre qu'un des aspects limitant de l'efficacité de ces techniques est la difficulté de maintenir le système opérant, en raison des problèmes de bouchages récurrents. Il est à noter que les travaux de modélisation conduits dans le cadre de la thèse de Yi Hong ont aussi clairement montré que la plus grande partie de la pollution était plutôt transportée par des particules fines, voire très fines (médiane de taille à 2 microns ou 15 microns environ). La difficulté pour les solutions de type « filtration locale » comme celle présentée plus haut réside donc bien dans la nécessité d'arriver à stopper ces particules très fines, tout en ne se bouchant pas. Pour les techniques de type « bassin de décantation », la présence des particules très fines oriente vers le respect de temps de résidence longs afin que les particules aient suffisamment le temps de décanter. L'apport de l'utilisation de modèles à base physique tels que LISEM-SWMM peut justement aider à déterminer à l'échelle d'un quartier les endroits où il est le plus pertinent de mettre en place de tels dispositifs, parce que ce sont des lieux où les apports de particules sont les plus importants.

Concernant la pollution sous forme dissoute, elle concerne des polluants tels que les alkylphénols, les pesticides, les médicaments et plus généralement tout un ensemble de molécules toxiques qui sont soit des perturbateurs endocriniens, soit cancérigènes. La modélisation de ces polluants dans l'environnement urbain est beaucoup plus complexe que pour des polluants très stables tels que les HAP ou les métaux traces. Ils peuvent réagir entre eux et subir de multiples transformations selon les conditions de pH, aquatique ou sèche, dans le sédiment ou dans la colonne d'eau... Pour ces polluants, la stratégie de développements de modèles d'érosion n'est pas valable puisqu'elle ne peut être appliquée que pour les polluants d'origine particulaire.

De plus, concernant ces micropolluants dissous, les données sont beaucoup moins fournies et surtout ne sont pas disponibles en continu. En effet, l'apport tout à fait notable de la turbidité des eaux de ruissellement est de permettre d'évaluer les concentrations des polluants d'origine particulaire par la connaissance de la relation entre turbidité et concentration en matières en suspension et en faisant l'hypothèse

d'une teneur qui est conservée en polluants pour les particules. Pour les polluants d'origine dissoute, il n'en est rien car selon les conditions locales (de pH par exemple), le ratio entre forme dissoute et forme particulaire peut être fortement modifié d'un instant à l'autre et donc la turbidité est impuissante pour nous aider à collecter des données en continu relativement à ces polluants.

Finalement, pour ces polluants d'origine dissoute, il n'est sans doute pas possible de développer des modèles fins et détaillés (il est déjà extrêmement difficile d'avoir un niveau de performance acceptable pour les modèles reproduisant les paramètres globaux car leur niveau d'incertitude est élevé). Il existe des tentatives pour estimer les flux de contaminants d'un compartiment à l'autre en milieu urbain (Gasperi et al., 2014), mais aussi rigoureuses qu'elles soient, ces évaluations peinent à être vérifiées par l'expérience, les niveaux de concentration étant fortement variables d'un événement de pluie à l'autre. Il peut être plus pertinent sur ces aspects de travailler directement sur la réduction des polluants à la source, par les changements de pratique par exemple et de constater ensuite par des campagnes de mesures suffisamment représentatives que l'effet escompté est bien obtenu.

11.2 Quels modèles pour demain ?

Pour autant, je ne pense pas du tout que le développement de la modélisation hydrologique de la qualité des eaux urbaines doivent être laissée de côté. En premier lieu, il y a de forts besoins, en particulier dans le champ de la modélisation hydrologique quantitative, comme l'ont témoigné les représentants des collectivités locales d'Ile de France dans la réunion OPUR dédiée à la modélisation. En effet, les estimations qualitatives sont le plus souvent basées sur les estimations quantitatives et il est donc nécessaire que ces estimations soient les plus justes possibles. De plus, il est très probable que nous ayons à faire face à l'avenir à des nombreux enjeux liés aux quantités d'eau (augmentation des phénomènes extrêmes avec inondations, augmentation et aggravation des périodes d'étiage), qui nécessitent d'avoir des modèles quantitatifs performants.

Il y a aussi des besoins en modélisation de la qualité des eaux, mais les modèles statistiques devraient devenir une priorité pour de futurs développements dans le domaine de la recherche car leurs résultats peuvent être supérieurs à des modèles à base physique lorsqu'on souhaite les utiliser à des fins de gestion et non avec une visée prospective. Pour le développement de ces modèles de manière efficace, il est nécessaire de mettre en place des campagnes expérimentales de mesures en continu et qui soient de très long cours, et si possible qui mesurent plusieurs paramètres afin de pouvoir trouver des relations entre la pluie d'une part et les séries temporelles de turbidité ou de concentration en polluants d'autre part. En effet, les algorithmes d'apprentissage de type « machine learning » nécessitent de grandes quantités de données. Au premier rang d'entre eux, on pourrait tout à fait imaginer à partir de données en continu de débit, de turbidité et éventuellement d'autres paramètres mesurés comme la température (qui peut renseigner sur la saison à laquelle l'observation est effectuée) ou encore la conductivité (qui peut renseigner sur la part des eaux de ruissellement et la part d'eaux usées dans un effluent urbain) mettre en place un algorithme d'apprentissage de type réseau de neurones afin de prévoir une série temporelle de turbidité dans un collecteur recevant les eaux d'un bassin versant de plus ou moins grande taille. Ce type d'approche serait particulièrement utile à des fins opérationnelles en raison de la rapidité de calcul d'une part et de la capacité prévisionnelle de ce type d'algorithme.

Concernant le besoin d'une modélisation hydrologique de la qualité à visée plus prospective, il se fait sentir aussi d'une manière criante et dans ce cas, l'apport méthodologique des algorithmes d'apprentissage ne sera que de peu d'utilité quand la question posée à long terme (plusieurs dizaines d'années), repose sur des modifications très profondes de l'occupation du sol et des usages sur les bassins versants urbains. Les incertitudes concernant les évolutions possibles de qualité de l'eau à l'avenir se posent de manière d'autant plus marquées dans un contexte de changement global. Si aujourd'hui l'augmentation des températures en Ile de France est un fait sur lequel s'accordent les scientifiques, il n'en est pas de même concernant le régime des pluies (voir le rapport Météo France et de l'Agence Parisienne du Climat intitulé « Le changement climatique à Paris »). A l'heure actuelle, les différentes simulations ne concordent pas pour savoir quel sera l'évolution de ce régime des pluies dans un contexte de changement climatique.

De plus, même si l'évolution du régime des pluies était prévisible et concluait par exemple à une augmentation du ruissellement et à une élévation du niveau des cours d'eau moyen pour certaines périodes de l'année dans certaines régions françaises, il n'est pas du tout évident que l'on assisterait alors à une baisse des niveaux de concentration en certains polluants. En effet, dans certains cas, une augmentation de la pluviométrie pourrait diluer les concentrations en certains contaminants, dans d'autres cas, le niveau de concentration pourrait rester constant puisque par ruissellement, les apports aux cours d'eau pourraient aussi être plus importants en cas d'augmentation du volume des pluies. Enfin, l'augmentation du volume des pluies serait concomitante à une augmentation de la population. Et dans ce cas, si les quantités émises par les habitants changent, il est bien difficile de prévoir les effets sur les niveaux de concentration. Nous avons pu faire ce type de constat dans le travail réalisé sur les évolutions de concentrations en alkylphénols à l'horizon 2050 ou 2100 avec Mathieu Cladière.

Finalement, s'il s'agit de relier la modélisation à des processus, afin de pouvoir utiliser les modèles pour la prévision de long terme, quels modèles développer pour arriver à répondre de manière fiable à des questions de qualité de l'eau à l'échelle d'un quartier ou d'une agglomération ? Faut-il plutôt développer des modèles très simples dont la simulation des polluants est directement relative au débit et dont on sait qu'ils procurent des résultats partiellement faux ou bien faut-il préférer produire des modèles fins perfectionnés mais qui ne peuvent être maîtrisés que par un nombre très limité de personnes et qui surtout nécessitent souvent une finesse des données d'entrée qui n'est pas accessible pour un usage courant ?

Nous avons vu dans les parties précédentes que ni les modèles à base physique, ni les modèles conceptuels actuels ne donnaient véritablement satisfaction. Dans un premier temps, on pourrait essayer de tirer des leçons de la modélisation à base physique conduite pour concevoir de nouveaux modèles conceptuels. Par exemple, la capacité à modéliser correctement les concentrations dans les modélisations à base physique, sans avoir de connaissance fine sur les stocks sur les surfaces urbaines, mais plutôt et uniquement sur les caractéristiques des particules (taille, densité) et leurs propriétés comme la vitesse chute, pourrait inspirer les modèles conceptuels pour y injecter effectivement ces paramètres pertinents et nous sortir de l'obsession de vouloir comprendre et prédire le phénomène d'accumulation sur les surfaces urbaines. On pourrait ainsi tester un modèle conceptuel qui serait basé sur plusieurs lois de puissance fonction du débit dépendant des différentes classes de tailles de particules.

Ces hypothèses seront vraisemblablement testées dans la poursuite de thèse de Saja El Ali.

Mais peut être l'avenir n'est finalement ni dans l'une de ces options ni dans l'autre.

En effet, un des enseignements concernant la modélisation de la qualité des eaux que je tire de mes travaux de recherche est que la modélisation hydrologique de la qualité des eaux ne doit pas être développée « pour elle-même » mais toujours au regard des objectifs poursuivis (en termes de fonctionnement d'installations, en termes de qualité écologique des milieux ou d'impact sanitaire). Or souvent, ces modèles ont pour objectif de prévoir un niveau de concentration ou un flux de polluants (quantité de polluant transférée au milieu naturel sur un temps plus long). Une fois, ce niveau de concentration ou ce flux prédit, il n'est souvent pas bien facile d'en déduire quoi que ce soit pour le milieu naturel, en dehors du fait que ce niveau de concentration est ou non supérieur aux NQE, ce qui n'est pas forcément optimal concernant l'impact sur l'environnement ou sur la santé humaine. En effet, la réaction environnementale ne dépend pas uniquement d'un niveau de concentration mais de nombreux autres paramètres comme la biodisponibilité du contaminant, l'effet cocktail entre différentes substances, la composition de l'écosystème, qui sont des effets conjoints très difficilement pris en compte dans le cadre des NQE... On peut donc penser que les NQE sont peut-être la moins mauvaise des solutions trouvées pour affecter des seuils quantitatifs à des substances individuellement dans l'environnement, mais on peut se demander si cette approche est toujours la plus pertinente.

Par conséquent, il me semblerait pertinent à l'avenir d'aller encore plus loin dans le décloisonnement des disciplines et de travailler sur une modélisation qui intègre déjà les effets sur le milieu, en intégrant par exemple des indices d'exposition des espèces, des prévisions épidémiologiques pour les populations du milieu naturel ou humaine, peut-être en développement des modèles hydrologiques de qualité des eaux qui intègre les facteurs clés écologiques en jeu.

11.3 Modèles de qualité de l'eau et biodiversité en zone urbaine

La traditionnelle approche mécaniste en écologie consiste souvent en la détermination des principaux groupes qui constituent l'écosystème et en la manière dont ces groupes interagissent entre eux, avec les ressources nutritionnelles disponibles, en lien aussi avec la physique du milieu et en lien avec les espèces « supérieures » qui peuvent ne pas être représentées (poissons par exemple).

Un exemple typique de ce type de modèle est le modèle PROSE (Even et al., 1998). Le modèle comporte un sous-module dédié à la modélisation de l'évolution des espèces chimiques et biologiques dans la colonne d'eau appelé RIVE et qui comporte de nombreuses équations de type Michaelis-Menten pour prévoir les évolutions conjointes des différentes variables. Le module RIVE est couplé d'une part à un module hydrodynamique mais aussi à un module de transport qui détermine comment solutés et particules sont transportés par advection et diffusés dans le milieu selon les différentes conditions initiales imposées au modèle et facteurs de forçage.

Aujourd'hui, ces modèles biogéochimiques qui modélisent les évolutions des grands groupes d'espèces en présence ne comportent que très rarement des modules relatifs aux polluants et à leurs effets de longs termes. Les effets étant fortement chroniques et ne portant pas toujours sur des évolutions sur les grands groupes

d'espèces, il n'apparaît pas pertinent à ce stade d'ajouter l'impact sur les espèces des contaminants à ces modèles, sauf justement pour simuler leur transport.

Pourtant la manière dont les contaminants sont biodisponibles ou non pour les êtres vivants et la manière dont ils sont métabolisés est une donnée fondamentale par rapport à la question de la toxicité de ces contaminants.

De manière à mieux relier toxicité potentielle ou perturbation potentielle de l'écosystème aux contaminants, il pourrait être tout à fait pertinent de relier une approche fonctionnelle plutôt qu'une approche par espèce à la quantité de micropolluants déversée dans le milieu, et donc introduire dans les modèles une dose d'interaction chimie-biologie. Sans pour autant que ces modèles soient reliés à la question des contaminants, on voit de plus en plus apparaître des modèles de ce type (Bruggeman and Kooijman, 2007).

Les questions qui se posent alors et qui me semblent laisser un champ très ouvert pour la recherche sont :

- Comment les communautés microbiennes de l'environnement sont-elles influencées par les conditions spécifiques au milieu urbain (qualité de l'air, composition chimique de l'eau et notamment polluants etc...)
- Comment se passe la métabolisation des polluants en fonction de la diversité fonctionnelle observée, à la fois pour les macro-organismes et pour les micro-organismes ?
- Y a-t-il une biodiversité caractéristique de l'urbain, en particulier chez les micro-organismes ?

Ces questions sont tout à fait importantes pour la détermination des normes à ne pas dépasser dans l'environnement, dans la mesure où c'est l'effet d'un contaminant sur l'environnement ou sur la santé humaine qui me semble être le point saillant pour la recherche et non son niveau de concentration.

Au-delà de la question environnementale, de plus en plus de travaux de recherche se penchent sur la question de l'influence des micro-organismes sur la santé humaine, et en particulier des organismes que nous abritons et qui constituent le « microbiome » humain (Blaser, 2014). Le corps humain n'est pas seulement un organisme multicellulaire, mais est constitué d'une multitude d'organismes unicellulaires. C'est la somme de ces organismes unicellulaires qui constitue le microbiome. Ainsi, les récentes découvertes dans le domaine de la biologie moléculaire montrent que l'état de santé d'un individu n'est pas seulement dû à l'état de son organisme mais de la composition de son microbiome constitué de l'ensemble des organismes unicellulaires. Ceci a fait récemment l'objet d'un très gros projet du NIH pour caractériser le microbiome humain (Group et al., 2009), et arriver à déterminer sa composition et sa variabilité.

Plus récemment, les travaux de recherche en biologie ont étendu la notion de microbiome à l'ensemble de l'écosystème des micro-organismes qui sont dans l'environnement immédiat de l'être humain et donc en interaction avec ses cellules. Le terme de microbiome a donc été étendu à l'environnement. Cette nouvelle conception de la santé humaine reposant sur les microorganismes abrités et environnant est décrite comme une véritable révolution. Jusqu'à aujourd'hui, les travaux sur le microbiome environnemental ont pour la plupart des travaux initiaux porté sur les micro-organismes dans l'air (Be et al., 2015; Cao et al., 2014; Dybwad et al., 2014) ou à l'intérieur des habitations (Lax et al., 2014).

La plupart des contacts de l'individu avec son environnement passe par le toucher et par la respiration. L'état de contamination des surfaces urbaines est donc importante pour comprendre la composition du microbiome abrité par chacune ((Bahcall, 2015). On voit d'ailleurs de plus en plus de travaux de recherche sur ce sujet, portant tour à tour sur l'influence du microbiome particulier au métro sur la santé humaine (Leung et al., 2014) que sur le microbiome que l'on peut trouver dans le milieu urbain en général et sur sa variabilité spatiale et temporelle. Ainsi des travaux récents comme ceux de Chris Mason à New York, coordinateur du « Urban Microbiome Project » se consacre à échantillonner de multiples surfaces urbaines fortement fréquentées pour voir quelles sont les espèces et quelles sont les fonctions assurées par les organismes de ces écosystèmes (Afshinnkoo et al., 2015). L'objectif poursuivi est d'analyser comment ce microbiome est influencé par la composition de l'environnement urbain considéré et d'analyser si cela a une répercussion sur la santé humaine (en se basant sur des études épidémiologiques). Si effectivement le microbiome urbain existe et joue un rôle par rapport à la santé humaine et à l'environnement, se pose du coup la question immédiate de l'impact de ce microbiome sur les contaminants (air, eau) en termes de métabolisation et réciproquement d'impacts des contaminants et de leurs écosystèmes associés sur ce microbiome. A l'avenir, nous pourrions voir apparaître des services écosystémiques d'un nouveau type reposant sur le génie génétique du microbiome urbain et sa manipulation afin de l'optimiser pour une meilleure « santé » de l'homme et de son environnement.

12 Les « nouveaux » projets (partie confidentielle)

Enfin concernant les innovations dans le domaine des eaux urbaines, il me semble que toutes les techniques alternatives pour limiter les émissions d'eau et de polluants vers le milieu naturel, et visant à une gestion optimisée des ressources sont intéressantes à considérer, à étudier et à comparer à nos techniques actuelles de gestion des eaux urbaines qui continuent massivement à rejeter au réseau d'assainissement. Aujourd'hui, le devenir de ces eaux est le plus souvent soit un transfert vers la station d'épuration, soit un rejet vers le milieu naturel.

Les principaux inconvénients des techniques centralisées sont :

- Le coût en énergie, en consommables liés au traitement des eaux
- La capacité des stations qui peuvent être surdimensionnées au quotidien mais au contraire trop « petites » lors d'évènements de pluie plus importants, ce qui entraîne des rejets massifs dans le milieu.

Au contraire les techniques dites alternatives sont intéressantes car :

- Elles peuvent avoir une capacité d'épuration locale des polluants.
- Elles permettent de privilégier des cycles courts et de restaurer un cycle des nutriments plus proche du cycle naturel.
- Elles permettent parfois de réutiliser les eaux pour d'autres usages.

En réduisant les rejets vers les stations d'épuration, l'eau peut être réutilisée et devient une ressource, soit pour la consommation des habitants proches, soit pour produire des produits agricoles (production vivrière par l'agriculture urbaine par exemple), ou encore de l'énergie.

Ainsi, la recherche dans le domaine de l'eau a de nombreuses voies ouvertes de recherche pour l'avenir en se focalisant sur :

- La connaissance de la qualité chimique, biologique et de la physique des eaux.
- L'aide à la conception de dispositifs innovants qui permettent à la fois un traitement amont et une réutilisation des eaux.

Dans le domaine de la recherche en lien avec l'urbain, il faut aujourd'hui privilégier des approches holistiques, qui ne sont pas faciles à développer car faisant appel à de multiples compétences. Ces approches ne doivent pas se limiter à la question des eaux urbaines mais doivent être beaucoup plus globales et doivent intégrer plus largement la question de la gestion des ressources urbaines. Que ce soit dans le domaine des innovations (et j'espère que les innovations présentées ci-dessous vont l'illustrer correctement) ou dans le domaine de la modélisation, il faut joindre l'eau aux questions liées à l'énergie ou à l'agriculture par exemple.

12.1 Ec'eau dense

En septembre 2016, j'ai participé à la réponse à l'appel à projet européen du programme H2020 portant sur les « Nature-based solutions in cities », projet conduit au LEESU par Marie-Christine Gromaire, finalement non sélectionné en phase finale de sélection.

Dans ce projet, il était question d'étudier un dispositif de type prototype pour une gestion innovante des eaux de ruissellement de chaussée. Le concept fait actuellement

l'objet d'un dépôt de brevet par l'ENPC, brevet co-détenu à parts égales par les trois inventeurs : Marie-Christine Gromaire, Philippe Dubois, et moi-même.

Il n'est donc pas possible dans ce mémoire d'HDR de discuter en détail et techniquement ce qui est prévu dans le cadre de cette innovation, mais voici au moins quelques grandes lignes :

L'objectif premier du projet est de lutter contre le risque d'inondation par le stockage des eaux sous les voiries en contexte urbain dense et d'améliorer la qualité de ces eaux de ruissellement urbaines par une épuration locale (les eaux de ruissellement sont chargées en hydrocarbures et métaux lourds, ce qui pose problème pour atteindre les objectifs de bon état des masses d'eau superficielles au titre de la Directive cadre sur l'Eau). Les autres objectifs de l'innovation, tout aussi importants, sont de pouvoir réutiliser ces eaux comme ressources pour de multiples usages, de favoriser ainsi une gestion décentralisée et les circuits courts en matière d'usage des eaux urbaines, mais aussi de pouvoir réguler thermiquement les bâtiments aux alentours grâce au procédé. Ainsi, les eaux de ruissellement après épuration pourraient être utilisées pour l'agriculture urbaine, l'arrosage de voiries pour lutter contre les phénomènes d'îlots de chaleur, mais aussi d'exploiter le potentiel énergétique de ces masses d'eau : production de chaleur l'hiver et climatisation des bâtiments l'été.

Nous avons en projet de tester le dispositif au sein de l'équipex Sense-city, mini-ville sous une chambre climatique installée à proximité de l'Ecole des Ponts. Une évaluation des flux d'eau, des aspects qualitatifs liés au stockage sous voirie de cette eau et de l'efficacité du système d'épuration sera mise en place. En parallèle et sous différentes conditions climatiques permises par la chambre climatique du projet Sense-city, la possibilité de climatiser les bâtiments aux alentours et/ou de récupérer de la chaleur sera évaluée.

12.2 PhyteauLife

En septembre 2016, j'ai coordonné une réponse à l'appel d'offre européen Life 2016 pour le LEESU en partenariat avec les groupes Suez et Eiffage et en collaboration avec plusieurs autres chercheurs du LEESU.

Ce projet fait l'objet d'un accord de confidentialité avec les sociétés Eiffage et Suez consulting, c'est pourquoi cette partie-là de l'HDR doit rester confidentielle. Elle ne sera pas exposée lors de la soutenance orale de l'HDR.

Concernant la contribution du LEESU que j'ai coordonnée et à laquelle j'ai largement participé, elle concerne plus particulièrement l'idée initiale de l'innovation et sa conception technique, le descriptif des caractéristiques générales du dispositif, la modélisation de l'infrastructure elle-même et de l'impact du dispositif à l'échelle du quartier ainsi que la mise en œuvre de campagnes de mesures pour faire la preuve de concept.

Voici un résumé des principaux éléments relatifs à la construction du démonstrateur PhyteauLife.

12.2.1 Enjeux environnementaux et éléments de contexte

Contexte environnemental global: l'urbanisation galopante, la pénurie en eau, la dépendance excessive aux technologies centralisées

Le démonstrateur proposé qui sera installé dans un immeuble d'habitation de taille moyenne vise à diminuer la pression sur les ressources en eau avec un système de phytoépuration opérationnel à mettre en place sur toiture qui permet la réutilisation locale des eaux grises et des eaux pluviales. La construction de toitures végétalisées est aujourd'hui devenue une stratégie courante pour améliorer la qualité de l'environnement urbain; le démonstrateur PhyteauLife s'inspire de cette technologie déjà acceptée pour l'aménagement urbain et l'améliore, pour répondre à la densification urbaine, la pénurie en eau, et la nécessité d'une faible consommation d'énergie et de solutions technologiques décentralisées pour la résilience urbaine au changement climatique.

Bien que la plupart des villes modernes aient été créées autour de réseaux hydrographiques existants (lacs, ruisseaux et rivières), le cycle de l'eau en ville hérité des hygiénistes du 19^e siècle a pour objectif de canaliser et d'expulser l'eau hors de la ville. Face à la saturation des réseaux d'eau, les inondations dans les centres urbains et la dégradation des écosystèmes récepteurs, exacerbée par les changements climatiques, les solutions doivent être identifiées et déployées pour améliorer le système existant.

Les approches actuelles vont de plus en plus au-delà de la vision purement technique de l'ingénieur en hydrologie qui consiste à intégrer des questions connexes comme la planification urbaine et la gestion du paysage, comme c'est le cas dans le « Water Sensitive Urban Design » (WSUD).

Après le Livre blanc de la Commission européenne sur l'adaptation (2009), la situation et l'évolution future dans le secteur de l'eau en Europe jusqu'en 2050 ont été étudiés par le projet ClimWatAdapt (2010-2011) en termes de vulnérabilité à la pénurie d'eau, aux sécheresses et aux inondations. L'adaptation au changement climatique est considérée comme essentielle pour le secteur de l'eau. Par ailleurs, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) estime que "l'eau et de sa disponibilité et de la qualité seront les principales pressions exercées sur, et les questions pour, les sociétés et l'environnement dans le changement climatique" (GIEC Document technique "Changement climatique et de l'eau», juin 2008). Comme les ressources en eau deviennent de plus en plus limitées pendant les longues périodes de sécheresse et d'évacuation des déchets devient de plus en plus problématique, la réutilisation des effluents d'eaux usées, en particulier des eaux grises, comme une ressource alternative d'eau va croître en importance dans le monde entier (Kim et al., 2007).

Pour les zones urbaines denses, certains pays confrontés à la pénurie d'eau ont réutilisé les eaux grises depuis les années 90 pour la culture / irrigation à usage domestique ou pour les toilettes (par exemple, le Japon, USA, Australie, Singapour). De nombreux autres pays (Canada, Royaume-Uni, Allemagne, Suède ou Espagne) réglementent déjà les pratiques de réutilisation des eaux usées (Vijayaraghavan et al., 2012) (Dixon et al., 1999). Ces pays ont publié pour la plupart des lignes directrices pour la qualité des eaux usées traitées associées à des utilisations spécifiques (irrigation par exemple), parfois associée à un traitement obligatoire et imposé (par exemple, l'État de Californie). Dans l'UE, seuls l'Allemagne, le Portugal et le Royaume-Uni ont des recommandations ou des règlements spécifiques à ce sujet. En France, la réutilisation des effluents d'eaux usées n'a été autorisée à des fins

d'irrigation que depuis 2010. En 2015, l'Agence française pour l'alimentation, l'environnement et la santé et sécurité au travail (ANSES) a compilé des niveaux réglementaires de plusieurs pays et a émis des recommandations pour l'application de la réutilisation des eaux usées.

De plus, l'urbanisation croissante se fait dans le monde entier au détriment des milieux naturels; en Europe, plus de 80% de la population vivra dans les villes d'ici à 2020. Cette densification sans précédent exerce une pression insoutenable sur l'environnement naturel. En tant que tel, un nouveau défi est donc la réintroduction de la nature dans les villes. Reconnaisant l'importance de la biodiversité et la santé des écosystèmes pour leur survie, les villes d'aujourd'hui entreprennent de nombreuses initiatives visant à utiliser et à conserver leur environnement de manière efficace et recréer des espaces verts d'importance écologique. Ces différentes actions sont définies dans le contexte international de la Convention sur la diversité biologique et le Programme des Nations Unies pour l'environnement, qui a récemment lancé le Partenariat mondial sur les villes et la biodiversité pour aborder cette question dans un forum mondial.

Enfin, la réduction de la consommation d'énergie au gaz à effet de serre plus faible (GES) dans le monde entier est une priorité depuis le Protocole de Kyoto (1997) et est le principal objectif de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC). Les économies d'énergie au sein des bâtiments, en empêchant le gain de chaleur en été et la perte de chaleur en hiver à travers l'enveloppe du bâtiment, font partie des éléments importants pour les économies d'énergie, comme en témoignent l'adoption de normes nationales plus strictes pour la consommation d'énergie des bâtiments (par exemple, RT 2012 en France). La solution de phytoépuration sur toiture telle que proposée représente une amélioration par rapport aux toitures végétalisées classiques dans la mesure où la réduction des GES sera améliorée en combinant une meilleure isolation des bâtiments que pour une toiture végétalisée classique.

Comment le projet Phyteaulif répond à des directives et des recommandations environnementales européennes

La solution innovante développée dans ce projet vient renforcer la mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (2000/60 / CE) (WFD), en traitant à la fois l'eau de pluie et les eaux grises, ce qui contribue à une réduction des polluants prioritaires couverts par la directive, tout en favorisant une utilisation plus durable de l'eau dans les zones urbaines par une consommation optimisée. La phytoépuration contribue à réduire les micropolluants, comme les métaux traces, les HAP et les produits de soins personnels. Ce projet est également en phase avec les récentes lignes directrices de la Commission sur l'intégration de réutilisation de l'eau pour la planification et la gestion de l'eau, publiée en Juin 2016, favorisant la conception de solutions innovantes basées sur les circuits courts. Cependant, les urbanistes et les décideurs environnementaux restent préoccupés au sujet des garanties de qualité de ces solutions promouvant la réutilisation ((Vijayaraghavan et al., 2012). PHYTEAULIFE, en ciblant les eaux grises qui ont des niveaux inférieurs de contamination en matière organique et en macro-solides que les eaux usées domestiques dans leur ensemble, adoptera des normes strictes selon les usages reconnus, en particulier les toilettes, la lessive, le nettoyage de surfaces, l'arrosage.

En outre, le système de phytoépuration sur toiture peut contribuer au développement d'écosystèmes spécifiques, aujourd'hui absents de toitures étanchées classiques. Les plantations de toit peuvent devenir des abris naturels pour la faune, le maintien d'une variété de plantes, les pollinisateurs et les invertébrés, et de fournir l'habitat et de nidification des endroits pour les oiseaux (Vijayaraghavan et al., 2012), en ligne avec les directives Oiseaux et Habitats, également connu sous le nom de Natura directive 2000 (directives 92/43 / CE et 79/409 / CE). La phytoépuration de toiture peut également favoriser le développement des écosystèmes aquatiques dans les villes (et la protection des écosystèmes en aval), l'amélioration du bien-être des résidents en réduisant le bruit et l'effet de microclimat urbain chaud et en offrant des terrasses aménagées en plein air. Le développement des écosystèmes de type zone humide contribue également à renforcer les trames vertes et bleues, déjà présentes sous forme de techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales et les zones urbaines de renaturation au sol. En tant que tel, le toit phytoépuration renforce ces réseaux en offrant un habitat supplémentaire disponible pour la vie aquatique et la faune terrestres associés et de la flore.

En outre, l'innovation proposée contribue à la prévention des inondations par la réduction systématique des premiers millimètres d'événements de pluie, en accord avec les objectifs du Plan pluie Paris, par exemple, et la restitution différée au réseau urbain, après stockage préliminaire. Ce travail d'innovation alliant eau de pluie et eaux grises, y compris leur traitement conjoint, contribuera à l'émergence d'un outil spécifique à géométrie variable, particulièrement adapté aux contextes urbains potentiellement vulnérables. L'écêtement du débit de pointe contribue aux objectifs de la directive-cadre sur les inondations (2007/60 / CE) pour réduire le risque d'inondation.

En ce qui concerne le secteur de l'énergie, la directive sur les énergies renouvelables fixe des règles pour l'UE d'atteindre 20% d'énergies renouvelables, cible à l'horizon 2020. À cette fin, les pays de l'UE ont fixé des objectifs nationaux d'énergies renouvelables et les plans d'action définis. Dans la solution de PHYTEAULIFE, la récupération de la chaleur résiduelle des eaux grises et la production d'énergie solaire va soutenir ces objectifs. De plus, le toit phytoépuration diminue chauffage et énergie dépensée pour la climatisation du bâtiment, plus encore qu'une toiture végétalisée classique en raison de la présence accrue de l'eau. Par la combinaison de récupération de chaleur, la production d'énergie solaire et une meilleure isolation, cette innovation répond aux objectifs de la stratégie Europe 2020 sur le changement climatique et l'énergie, qui vise à réduire les émissions de GES, à augmenter la part des énergies renouvelables et à accroître l'efficacité énergétique.

Enfin, la Commission européenne travaille à améliorer l'environnement urbain dans un certain nombre de façons, y compris par le biais de la législation environnementale sur la qualité de l'air et l'eau, la régulation du bruit, la protection de la nature et de la biodiversité, et à mesurer à promouvoir les infrastructures vertes, entre autres. L'importance politique de qualité de l'environnement urbain est démontrée par son inclusion dans le 7e programme d'action environnementale (7EAP) sous la priorité Objectif 8, intitulé «Villes durables: Travailler ensemble pour des solutions communes». La phytoépuration sur toiture peut devenir une partie de cette stratégie, ce qui contribuera à produire de l'eau propre, la réduction du bruit et de la

pollution de l'air par l'aide de toit plantation, l'augmentation de la nature et de la biodiversité dans les villes.

12.2.2 Objectifs du projet

PHYTEAULIFE propose de déployer un démonstrateur à l'échelle industrielle à énergie positive de phytoépuration sur toiture des eaux grises et des eaux pluviales pour une réutilisation locale, pour la lutte contre la pénurie d'eau et la promotion de la résilience urbaine face aux changements climatiques.

Les principaux objectifs du projet sont les suivants:

- Démontrer la viabilité et la fiabilité de la solution de PHYTEAULIFE in situ comme solution de traitement de l'eau adaptée aux zones urbaines denses,
- Remplacer 45% de la consommation de l'eau du bâtiment avec la réutilisation de l'eau traitée, réduire les rejets des eaux grises à 0% et la décharge au réseau des eaux noires à 35%,
- Récupérer la chaleur potentielle contenue dans les eaux grises et produire de l'énergie pour améliorer le comportement thermique et énergétique du bâtiment,
- Sensibiliser les résidents sur l'utilisation rationnelle de l'eau et de l'énergie et de fournir un espace vert accessible qui fournit des services écosystémiques et soutient la biodiversité,
- Adapter le processus de phytoépuration sur le toit, en capitalisant sur la couverture végétale pour améliorer le microclimat urbain et la construction et favoriser la résilience aux inondations,
- Intégrer la solution dans une approche systémique et holistique de conception à l'échelle du bâtiment et du quartier.

Cette infrastructure verte repose sur une combinaison de technologies de l'eau, des déchets et de l'énergie pour optimiser les ressources au niveau local:

- Des filtres de roseaux plantés pour traiter les eaux grises et les eaux de pluie in situ pour la réutilisation et en vue de fournir des services écosystémiques pour les résidents et plus largement le quartier d'implantation de la technologie,
- La collecte des eaux pluviales, le traitement et la réutilisation,
- Un système de tuyauterie double pour séparer les flux de l'eau non traitée et traitée,
- Récupération de la chaleur résiduelle des eaux grises par une pompe à chaleur,
- Des panneaux photovoltaïques pour produire de l'énergie solaire contribuent à faire du système un système à énergie positive,
- Une (des) Unité (s) de compostage pour valoriser les biodéchets produits par les ménages et les lits de roseaux.
- Le traitement de l'eau décentralisée vient à l'encontre du paradigme des eaux usées incluant les eaux grises à destination de l'usine de traitement; la viabilité du projet repose sur le développement d'un modèle d'affaires basé sur la performance plutôt que sur la production.

Le succès du projet est également assuré par la possibilité de collaborer et d'itérer sur la conception du bâtiment avec les urbanistes et les architectes de la création de l'opération de développement. PHYTEAULIFE abrite également un fort aspect sociétal en cours de fonctionnement, comme le résident est à la fois un utilisateur et co-producteur de la valeur du système, en signant une charte et en participant à l'entretien.

Les impacts environnementaux de PHYTEAULIFE seront étroitement surveillés et modélisés aux niveaux de construction et de district pour soutenir la transférabilité et la répliquabilité après le projet LIFE.

12.2.3 Actions et moyens mis en place

PHYTEAULIFE atteint ses objectifs globaux en créant une solution de type cycle court pour les eaux grises et pluviales, afin de promouvoir l'efficacité des ressources et la sobriété, et d'améliorer la résilience aux niveaux du bâtiment et du quartier.

1) Promouvoir la réutilisation de l'eau, la récupération d'énergie et de recyclage des matériaux dans le bâtiment ou d'un quartier

Après le traitement local via phytoépuration, les eaux grises, combinées avec l'eau de pluie sont recyclées pour une utilisation dans le bâtiment pour les chasses d'eau, les machines à laver, le nettoyage et l'utilisation en plein air, qui représentent 45% de la consommation d'eau domestique (Deshayes, 2015).

La chaleur résiduelle contenue dans les eaux grises est récupérée à l'aide de pompes à chaleur pour préchauffer l'eau domestique.

Le projet comprend une (ou plusieurs) unité(s) de compostage pour valoriser les biodéchets domestiques, ainsi que la biomasse produite par les lits de roseaux, pour fertiliser le système si nécessaire et les espaces extérieurs sur la toiture et autour du bâtiment.

2) Encourager de nouveaux modèles de gouvernance et d'affaires pour les solutions décentralisées et l'économie circulaire

Des modèles d'affaires différents et variés, basés sur les différents services fournis par le système de phytoépuration, seront testés pour faciliter la commercialisation des solutions de gestion des ressources décentralisées, pivoter à partir d'un modèle de paiement orientée produit à l'une axée sur le service.

Un outil de démonstration 3D prendra en charge la co-construction de l'innovation avec les habitants du quartier (voir l'action A2). Une charte de résidents en ce qui concerne l'accessibilité, la sécurité et la performance du système de phytoépuration sera élaborée avec les parties prenantes, afin d'assurer la sensibilisation des utilisateurs au sujet des avantages du système et à la médiation de leur engagement avec le système, ce qui contribue à sa bonne performance.

Un suivi métrologique fin à l'aide de capteurs mesurant les paramètres physique, chimique du système et les performances biologiques, y compris l'entrée de l'eau, la production et la qualité, et la chaleur récupérée sera mis en place. Les données et les meilleures pratiques seront partagées avec les utilisateurs et le grand public sur le site Web du projet, ainsi que sur un écran dans l'entrée du bâtiment, encourageant les comportements vertueux économes en ressources.

3) Créer des zones humides artificielles productives dans l'espace de toit sous-utilisé

La phytoépuration est un processus de traitement naturel prouvé, mais ces systèmes occupent de l'espace au sol, une ressource limitée dans les zones urbaines denses. Les marais artificiels ont été récemment développés comme des variantes de toitures végétalisées, offrant une gamme de services écosystémiques, y compris la rétention des eaux pluviales, la régulation du climat local et le soutien de la biodiversité. Ce projet adapte la conception des zones humides sur toiture afin

d'optimiser leur fonction de phytoépuration et de démontrer la viabilité du traitement naturel dans les zones urbaines denses.

12.2.4 Les résultats attendus et quantifiés

Le projet génère des impacts à deux échelles: à l'échelle du bâtiment et du quartier. L'évaluation repose sur une surveillance à grande échelle (qualité de l'eau à l'entrée et la sortie, réutilisation de l'eau et consommation d'énergie, microclimat urbain, usages réels du système effectués par des résidents).

1) **Les performances en matière d'eau:** une réduction de 45% de la consommation d'eau pour un ménage français moyen est attendue. Le traitement in situ devrait permettre d'éviter 4,8 tCO₂éq / an.

2) **La résilience face aux inondations:** l'innovation réduit la quantité de précipitations déversées dans le réseau d'environ 120 m³ / an pour le bâtiment type modélisé soit près de 60% des rejets d'un toit similaire non-équipé.

3) **Performance énergétique:** des économies liées à l'amélioration de l'isolation, à la récupération de chaleur des eaux grises et à la production d'énergie solaire contribuera à un bilan énergétique global du système de 26MWH / an, ce qui correspond à 75% des besoins en eau chaude.

4) **Contribution au microclimat urbain:** la température du toit équipé sera comparée à celle de plusieurs autres toits non équipés pour mesurer l'effet de refroidissement et son évolution en fonction des différentes conditions climatiques, des niveaux d'eau et de la hauteur de la végétation. Les bénéfices attendus sont de l'ordre de + 1 à 3 ° C plus frais en été et plus chaud en hiver.

5) **La valorisation des déchets:** le compostage des biodéchets (déchets organiques ménagers produits par les ménages et de la biomasse de roseau en excès) dans une ville sans recyclage local contribue à perdre les objectifs de réduction, avec une production attendue de 360 kg de compost par an.

6) **La biodiversité:** un coefficient de biotope de 0,39 vise à justifier la création d'un habitat viable. La surveillance des taxa des insectes montrera comment l'habitat s'inscrit dans les réseaux écologiques urbains locaux.

7) **L'acceptabilité sociale:** elle sera mesurée par le nombre de résidents qui signalent un changement de comportement au cours du cycle du projet, en cherchant à atteindre 50% des résidents ayant déclaré un changement de comportement cinq ans après la fin du projet, et le nombre de personnes sensibilisées, mesuré par le biais du site Web.

Enfin, si un seul toit équipé est susceptible d'avoir un impact négligeable sur la qualité de l'air (en tant que telle, la surveillance ne comprend pas un indicateur de performance de qualité de l'air), la littérature sur les toits végétalisés indique que leur installation à grande échelle permettrait de réduire les concentrations de matières particulaires, ce qui contribue à une qualité urbaine améliorée de l'air.

12.2.5 Le démonstrateur

Ce qui différencie ce projet des projets antérieurs

Le projet se distingue des procédés actuellement déployés par le secteur du bâtiment, souvent mono-fonctionnels:

- Les bâtiments autonomes pour le traitement de l'eau reposent généralement sur des techniques d'assainissement au niveau du sol, comme les procédés anaérobies ou des filtres plantés (par exemple, Flintenbreite éco-quartier à Lübeck, Allemagne).

- La collecte des eaux pluviales est une solution mature pour un usage individuel ou collectif (par exemple, l'éco-quartier à Verrières le Buisson, France), mais en général a un impact faible en raison de la réutilisation limitée.

- Les toitures végétalisées ont été massivement déployées, mais sont pour la plupart mono-fonctionnelles (réduites à des avantages thermiques ou hydrologiques). D'autres techniques à faible impact, des fossés plantés, servent principalement à contrôler les eaux de ruissellement.

- D'autres technologies de traitement de l'eau innovantes, y compris la filtration sur sable, le lagunage, le traitement biologique, et les filtres à membrane et les bioréacteurs, sont souvent inadaptées à un contexte urbain dense.

Intégration architecturale et fonctionnelle du projet

Ce démonstrateur doit être déployé au sein d'un éco-quartier construit par le groupe Eiffage à Asnières (92), avec une communication significative et l'implication des parties prenantes. Le démonstrateur sera installé au sommet d'un bâtiment de taille moyenne (7 étages, environ 100 résidents, 360 m² de combles).

Description technique générale du système de phytoépuration sur toiture

Le système de toiture phytoépuration décrit à la Figure 47 doit être en mesure de traiter l'ensemble des eaux grises du bâtiment, tout en ne surchargeant pas le toit du bâtiment. Le toit sera partiellement accessible aux résidents.

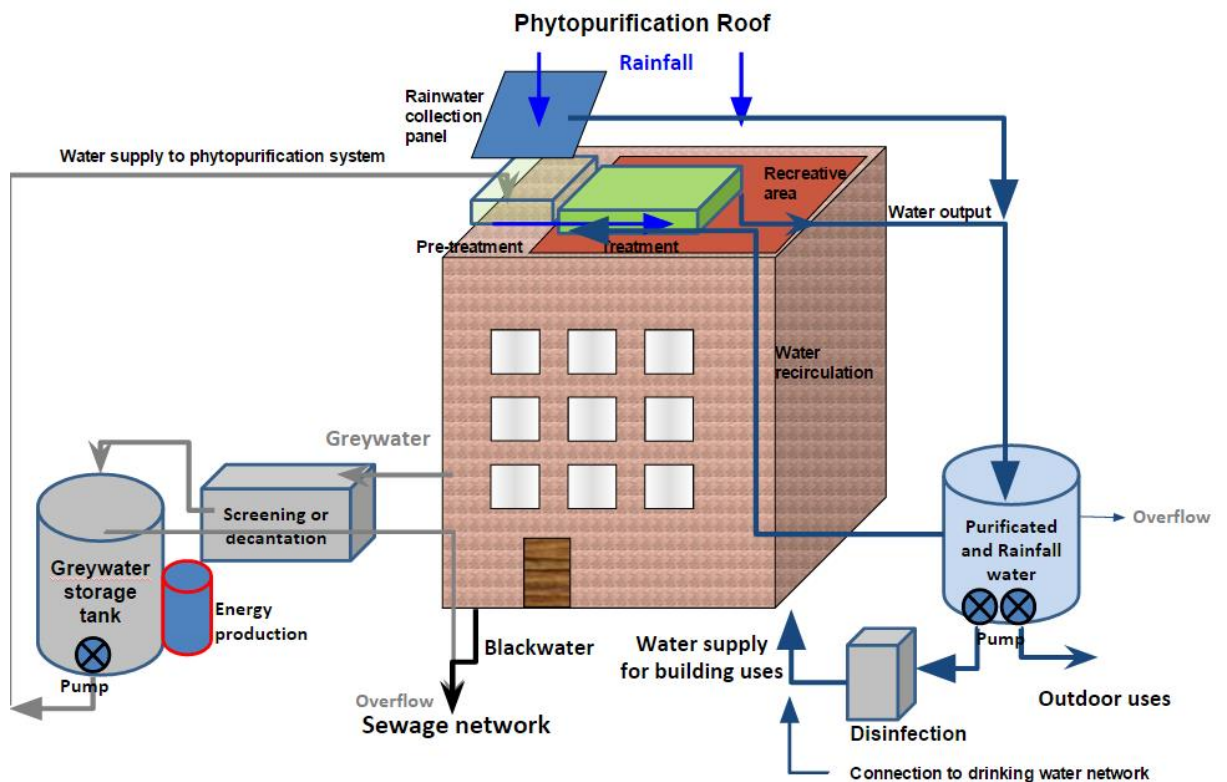


Figure 47 Schéma simplifié du traitement des eaux grises et de la récupération des eaux pluviales au sein du projet PhyteauLife et montrant les flux d'eau à l'intérieur du bâtiment

En amont de la phytoépuration, les eaux grises sont transportées sur le toit par 'une pompe submersible pour eaux usées et stockées dans le premier réservoir, avec un apport soigneusement contrôlé à la zone de prétraitement. En aval, l'eau de pluie récoltée et les eaux grises traitées sont recueillies dans un second réservoir; cette eau peut remettre en circulation pour maintenir l'eau dans le lieu du traitement. Après désinfection au chlore à la sortie de la seconde cuve, l'eau traitée sera réutilisée dans le bâtiment équipé ainsi que la (les) construction (s) adjacente(s) car le système produira plus d'eaux grises que nécessaire pour une utilisation dans le bâtiment équipé.

Procédé de phytoépuration

Nous proposons dans ce projet une solution de traitement en deux étapes, en combinant l'écoulement vertical dans la zone de prétraitement (70 m²) et un écoulement horizontal dans la zone de traitement (130 m).

Dans la zone d'écoulement vertical, l'eau est introduite à la surface du substrat, coulant verticalement vers un drain placé au-dessous du substrat. Les filtres verticaux ont la propriété de conserver les matières particulaires et les micropolluants, de réduire la teneur en phosphore et peuvent dégrader la matière organique. Bien que leur épaisseur habituelle (70-80cm) soit prohibitive, les filtres verticaux peuvent être adaptés à la toiture en utilisant des matériaux innovants (par exemple, la calcite, la tourbe, l'alumine, charbon actif) pour réduire l'épaisseur du substrat.

Dans la partie de phytoépuration horizontale, l'eau coule latéralement et horizontalement jusqu'à atteindre l'autre extrémité du système. Les filtres horizontaux

réduisent l'azote, le phosphore et la contamination microbienne, pour des gammes d'épaisseur de substrat de 5 à 30 cm.

À la lumière des mérites respectifs des techniques d'écoulement horizontal et vertical, la solution de PHYTEAULIFE combine les deux techniques dans un système de traitement en deux étapes:

1) **Prétraitement:** Un niveau supérieur est équipé d'un filtre vertical avec un substrat et une épaisseur de 0,3 m environ.

2) **Traitement:** Un niveau inférieur est équipé d'un filtre horizontal sur une mince couche de gravier, pouzzolane ou tapis flottants de filtrage. L'assemblage de végétaux (de massues roseau, jacinthes d'eau, joncs, carex ...) sera déterminé en fonction des conditions climatiques et de la facilité d'installation et d'entretien, favorisant la diversité sur la monoculture, la couverture à l'année à des fins esthétiques, et une grande tolérance aux inondations.

Les deux zones nécessitent un entretien conforme pour ne pas subir de colmatage.

Les estimations préliminaires de la charge sur le toit pendant un temps sec et humide sont compatibles avec ceux habituellement rencontrés par les constructeurs pour les toits verts semi-intensifs (inférieure à 600 kg / m²).

La récupération de chaleur par le système de chauffage de l'eau

Le potentiel thermique de récupération de chaleur des eaux usées provient principalement des eaux grises. Dans le démonstrateur, en amont de la phytoépuration, les eaux grises sont collectées et stockées dans un premier réservoir, où leur température peut varier entre 18 et 38 ° C avec une moyenne de 30 ° C. Cette eau sera utilisée comme source de chaleur pour augmenter la température d'une boucle d'eau froide à 20-30 ° C. L'eau froide passe ensuite par une pompe à chaleur où elle est chauffée à 55-60 ° C pour alimenter le réservoir d'eau chaude du bâtiment, complétant son réseau de distribution d'eau chaude interne.

Attendues du projet

Ce démonstrateur à l'échelle industrielle peut économiser entre 70 à 100 litres d'eau potable par personne et par jour (Deshayes, 2015); l'eau de pluie apportée au système augmente de plus l'économie d'eau réalisée. Le démonstrateur sera connecté à d'autres bâtiments pour accroître l'impact de la rentabilité et de l'environnement de l'innovation, en favorisant les synergies d'économie des ressources jusqu'à 30L par jour et par habitant dans 3 bâtiments adjacents.

Le démonstrateur sera également à énergie positive, grâce à la récupération de la chaleur résiduelle de l'eau grise en utilisant un échangeur de chaleur des eaux grises, en amont du système de phytoépuration. Cette récupération d'énergie est estimée à 39MWh par an, ce qui s'ajoute à l'effet de l'isolation thermique (à calculer en fonction des températures mesurées et les dépenses de chauffage pendant le fonctionnement du bâtiment).

A l'échelle de l'îlot urbain, le bien-être des habitants peut être amélioré avec un espace végétalisé accessible sur le toit, des températures plus fraîches d'été de -1 à -3 ° C, et l'intégration à la trame verte et bleue dans l'environnement urbain.

13 Conclusion et bilan personnel

"Je ne me demande pas où mènent les routes ; c'est pour le trajet que je pars." - Anne Hébert

J'espère que cette HDR reflète bien ce a été mon parcours pendant ces six années de recherche au LEESU : la recherche d'une voie (ou d'un chemin).

J'ai positionné mon activité de recherche pendant ces quelques années dans le domaine de l'hydrologie urbaine, m'intéressant fortement aux processus de transfert des contaminants en ville. Je suis convaincue depuis longtemps de l'importance de la question de la contamination par les micropolluants dans l'environnement urbain, tant pour la qualité de l'environnement dans lequel nous vivons au quotidien que pour des questions de santé publique. En effet, nous sommes aujourd'hui dans l'incapacité de connaître précisément les causes précises des cancers environnementaux par exemple. Voulant mettre à profit mes compétences en modélisation et concernant le formalisme mathématique pour aider à mieux comprendre la production et le transfert des polluants dans l'environnement, j'ai essayé de tester de nouvelles approches tant expérimentales que dans le domaine de la modélisation.

J'ai donc tenté d'explorer des voies différentes pour essayer d'apporter une solution satisfaisante à la question de la modélisation des contaminants liés au ruissellement pluvial dans les zones urbaines. Pour cela, j'ai dû acquérir des données expérimentales véritablement adaptées à cet objectif de modélisation (c'est-à-dire autant que possible des données distribuées et à haute fréquence) et développer des techniques de mesure innovantes. Si la modélisation à base physique a permis des avancées tout à fait conséquentes à mon sens concernant la compréhension des processus, nous sommes encore loin d'avoir un modèle totalement satisfaisant à l'échelle de bassins versants urbains et véritablement utilisable dans un contexte opérationnel.

Finalemnt, au fil du temps, je me suis questionnée et peu à peu rendue compte qu'il était peut-être « un peu trop tôt » pour aborder ainsi un tel sujet, ni les techniques expérimentales ni les modèles n'étant aujourd'hui totalement prêts pour relever ce défi. Cela m'a aujourd'hui conduite à revoir mon positionnement scientifique.

En effet, lectures et rencontres m'ont ouvert les yeux sur les enjeux cruciaux se jouant aujourd'hui au niveau planétaire par rapport aux questions d'eau. Mon implication autour de la question urbaine en Chine m'a fait prendre conscience concrètement des enjeux colossaux qui existent dans ces domaines dans les pays en développement urbain rapide. En particulier, l'accroissement de la population et le changement global ne font qu'accroître la pression sur le milieu et les ressources et il nous faut donc être plus inventif pour relever les challenges relativement à l'approvisionnement en eau de qualité adaptée des habitants des villes. Il y a un donc vrai enjeu autour de la réduction de la consommation d'eau et que d'autres modes de gestion des ressources en eau, plus décentralisés, font certainement partie des voies d'avenir. Tout comme il y a aussi de grands enjeux en matière de prévision des inondations, mais aussi des périodes de sécheresse, qui sont des évènements de plus en plus fréquents dans le contexte de changement climatique global.

Ceci a orienté mes réflexions vers le fait que la modélisation telle que pratiquée dans mon activité de recherche ne serait peut-être pas un moteur d'évolution fort pour le secteur de l'eau et qu'elle était surtout vouée à servir des besoins réglementaires parfois peut être excessifs (je pense en particulier aux normes communautaires),

parfois peut être inefficaces, et en tout cas souvent les préoccupations des pays les plus riches, pour lesquels les questions liées à des besoins relativement immédiats et vitaux liés à la ressource en eau ne sont pas les plus prégnantes.

Aujourd'hui, je pense plutôt que c'est véritablement en travaillant sur des solutions innovantes, qui puissent être mise en place par les collectivités dans l'aménagement urbain à un coût faible que les questions liées à l'eau peuvent progresser. La recherche me semble devoir jouer ce rôle de catalyseur de l'innovation, sur des sujets comme l'eau qui ne sont pas habituellement considérés (à tort) comme ceux où on peut conduire le plus d'innovation en zone urbaine. De plus concernant la modélisation à l'échelle des bassins versants urbains, il semblerait que le premier point à faire progresser est avant tout la modélisation quantitative de ces bassins versants

Après ce temps consacré à la modélisation des micropolluants en zone urbaine, je perçois 3 types d'évolution possibles de mes activités : soit en restant dans le domaine de la recherche et en travaillant de manière interdisciplinaire avec exploitants, aménageurs et bâtisseurs de la ville, à de nouvelles solutions innovantes en matière de gestion des eaux (j'en ai brièvement exposé deux dans ce mémoire d'HDR), soit en changeant radicalement de sujet de recherche. Par exemple, mon goût pour les sciences du vivant pourrait être un fil directeur de cette reconversion. En particulier, il y a de vraies questions en suspens qui mêlent aujourd'hui micropolluants dans les eaux ou dans l'air et écotoxicologie ou impacts sanitaires sur la santé humaine. Enfin, il m'arrive d'envisager de quitter la recherche pour me consacrer à l'action dans le domaine de la recherche, de l'innovation ou de l'environnement. En effet, nous sommes parfois dans une relative urgence à mettre en place des solutions concrètes et il me semble que l'expertise acquise pendant ces années au LEESU pourrait contribuer à une mise en œuvre avertie et efficace des politiques publiques dans le domaine de l'eau et/ou de la santé et de l'environnement.

14 CV détaillé

CELINE BONHOMME
58, Avenue du Président Roosevelt
93 360 Neuilly-

Plaisance

Tél: + 33 6 24 78 34 72

E-mail: celine.bonhomme@leesu.enpc.fr

Née le 01/04/1978

Pacsée, 3 enfants



RESPONSABILITES ACTUELLES DANS LE DOMAINE DE LA RECHERCHE

- **Responsable scientifique du projet ANR « Trafipollu »** (2013-2016) au LEESU (1 million d'euros de subvention accordés)
- **Lauréate d'un projet Tournesol dans le cadre des Partenariat Hubert Curien (coopération France-Belgique flamande)** (2016-2017). Collaboration avec la Vrije Universiteit, Bruxelles, Belgique. Stratégies de modélisation des bassins versants urbains anthropisés.
- **Responsable de plusieurs tâches de modélisation au sein du programme de recherche OPUR** (Observatoire des Polluants URbains en Ile de France) (2013-2017)
- **Responsable du groupe transversal « Modélisation et Dynamique urbaine »** au sein du Laboratoire d'Excellence « Futurs urbains » (2012-2016).
- **Participation au programme Piren Seine, programme de recherche portant sur la connaissance et la gestion du bassin versant de la Seine.**
- **Participation au projet MEDDTL « Ville Numérique » (2009-2014)**
- **Encadrement de 3 doctorants** (Y. Hong, S. El Ali et N. Chong) **et 1 post-doctorant** (Y. Li)
- **Encadrement de personnels techniques** (techniciens, ingénieurs) dans le cadre du projet ANR Trafipollu.

RESPONSABILITES ACTUELLES DANS LE DOMAINE DE L'ENSEIGNEMENT

- **Responsable du cours « Modélisation des hydroécosystèmes continentaux »,** Master 2 Système Aquatique et Gestion des Eaux : 30H
- **Responsable du cours d'introduction aux Sciences du Vivant** pour les ingénieurs en première année de l'Ecole des Ponts (ENPC), 15H.

EXPERIENCE PROFESSIONNELLE

- Depuis Juillet 2010 **Chercheuse au Laboratoire Eau, Environnement, Systèmes Urbains (LEESU)** – laboratoire de l'Ecole Nationale des Ponts ParisTech (ENPC), de l'Université Paris-Est Créteil et d'AgroParisTech
Ingénieur en chef des Ponts et Chaussées depuis 2013.
- Juillet 2008/ Juin 2010 **Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture** Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche (MAAP)
Cheffe de la mission des affaires scientifiques (mission composée de 6 personnes) rattachée à la Sous-Direction des Ressources Halieutiques
- **Coordination nationale de la collecte des données scientifiques en halieutique** (règlement (EC) N° 199/2008), choix des entreprises responsables de la collecte des données, suivi de la bonne réalisation des marchés publics.
- **Responsabilité technique et financière du montage et du suivi des études à**

- **caractère scientifique** pour la Direction (IFREMER, MNHN, IRD...)
- **Exercice de la tutelle de l'IFREMER** pour le MAAP. Participation à l'élaboration du plan stratégique de l'IFREMER en 2010.
- Janvier 2008/Juin 2008: **Direction des pêches maritimes et de l'Aquaculture** *Ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche.*
Chargée de mission Environnement et Collecte des données scientifiques
- Septembre 2004/Décembre 2007: **Doctorat en Sciences de l'Environnement – Mention spéciale du Prix de thèse de l'ENPC 2009**
« Turbulence et ondes internes en milieu naturel stratifié ». Etude appliquée au lac Pavin et à la zone d'upwelling au large du Pérou.

SAVOIR FAIRE ET COMPETENCES

- **Connaissance du domaine de l'eau (composante maritime et continentale)**
- **Goût pour les postes à l'interface entre recherche et action publique.**
- **Montage et suivi technique et financiers de projets multi-partenaires, nationaux et européens.**
 - **Rédaction de cahier des charges et suivi de marchés publics**
 - **Organisation de comités de pilotage**
 - **Expérience de mise en œuvre d'une politique publique européenne (PCP) en lien avec les avis scientifiques**
 - **Encadrement de personnels de différentes catégories (technicien, chargés de mission, doctorants, post-doctorants, ingénieurs)**
 - **Travail à l'international (Collaboration Belgique, Allemagne, Australie...)**
 - **Valorisation de travaux de recherche par la rédaction de publications.**

FORMATION INITIALE

- 2001/2004: **Ingénieur du Corps des Ponts et Chaussées (Ponts 03).**
Collège Ville, Environnement, Transport.
- 2004 : **DEA de biologie moléculaire : « Structure, Fonction, Ingénierie des Protéines ».** (DEA commun X, Paris VI, Paris VII, Paris XI, CEA)
- 1998/2001: **Ecole Polytechnique (X98)**
Majeures Biologie et Chimie du Vivant.

Anglais: Courant. Rédaction de nombreuses publications scientifiques de rang A, participation à de nombreuses conférences internationales.

Allemand: Bon niveau.

Informatique: Programmation en Fortran 95, C, Matlab, Scilab, Mapinfo, QGIS.

15 Liste des publications et participation à des conférences

Articles parus dans des revues ou ouvrages à comité de lecture

2016

Al Ali, S., Bonhomme, C., and Chebbo, G. (2016) Evaluation of the Performance and the Predictive Capacity of Build-Up and Wash-Off Models on Different Temporal Scales. *Water*, **8**(8), 312.

Bonhomme, C., Petrucci, G., 2016. Should we trust build-up/wash-off water quality models at the scale of urban catchments? *Water Res.* doi:10.1016/j.watres.2016.11.027

Commenges, H., Tomasoni, L., Seigneur, C., Bonin, O., Leurent, F., Bonhomme, C., and Deroubaix, J.-F. (2016) "L'expertise est-elle soluble dans la modélisation?" in *Les instruments de l'action publique et les dispositifs territoriaux*. Administration et aménagement du territoire. Paris.

Commenges, H., Tomasoni, L., Seigneur, C., Bonin, O., Leurent, F., Bonhomme, C., and Deroubaix, J.-F. (2016) Who Is the Expert? Integrated Urban Modeling and the Reconfiguration of Expertise. *Journal of Urban Technology* (à paraître).

Hong, Y., Bonhomme, C., Le, M.-H., and Chebbo, G. (2016a) A new approach of monitoring and physically-based modelling to investigate urban wash-off process on a road catchment near Paris. *Water Research*, **102**, 96–108.

Hong, Y., Bonhomme, C., Le, M.-H., and Chebbo, G. (2016b) New insights into the urban washoff process with detailed physical modelling. *Science of The Total Environment*, **573**, 924–936.

Sage, J., Bonhomme, C., Berthier, E., and Gromaire, M.-C. (2016) Assessing the Effect of Uncertainties in Pollutant Wash-Off Dynamics in Stormwater Source-Control Systems Modeling: Consequences of Using an Inappropriate Error Model. *Journal of Environmental Engineering*, **0**(0), 4016077.

Sime-Ngando, T. (2016) *Lake Pavin - History, geology, biogeochemistry, and*, [online] <http://www.springer.com/us/book/9783319399607> (Accessed September 27, 2016). Bonhomme, C. et al. Chapter XI,

2015

Masoud Fallah Shorshani, Michel André, Céline Bonhomme, Christian Seigneur, Modelling chain for the effect of road traffic on air and water quality: Techniques, current status and future prospects, *Environmental Modelling & Software* Volume 64, February 2015, Pages 102–123

Roguet, A., Laigle, G.S., Therial, C., Bressy, A., Soullignac, F., Catherine, A., Lacroix, G., Jardillier, L., Bonhomme, C., Lerch, T.Z., Lucas, F.S., 2015. Neutral community model explains the bacterial community assembly in freshwater lakes. *FEMS Microbiology Ecology* fiv125. doi:10.1093/femsec/fiv125

Jeremie Sage, Celine Bonhomme, Saja Al Ali, Marie-Christine Gromaire, Performance assessment of a commonly used "accumulation and wash-off" model from long-term continuous road runoff turbidity measurements, *Water Research*, 78 (2015), 47-59

2014

Cladière, Mathieu, Cecile Bonhomme, Lauriane Vilmin, Johnny Gasperi, Nicolas Flipo, Florence Habets, and Bruno Tassin. "Modelling the Fate of Nonylphenolic Compounds in the Seine River - Part 2: Assessing the Impact of Global Change on Daily Concentrations." *Science of the Total Environment* 468–469 (2014): 1059–68. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.09.029.

Cladière, Mathieu, Céline Bonhomme, Lauriane Vilmin, Johnny Gasperi, Nicolas Flipo, and Bruno Tassin. "Modelling the Fate of Nonylphenolic Compounds in the Seine River – Part 1: Determination of in-Situ Attenuation Rate Constants." *Science of the Total Environment* 468–469 (2014): 1050–58. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.09.028.

Fallahshorshani, Masoud, Céline Bonhomme, Guido Petrucci, Michel Andre, and Christian Seigneur. "Road Traffic Impact on Urban Water Quality: A Step towards Integrated Traffic, Air and Stormwater Modelling." *Environmental Science and Pollution Research*, 2014, -. doi:10.1007/s11356-013-2370-x.

Gasperi, Johnny, Marie-Christine Gromaire, Régis Moilleron, Emilie Caupos, Gilles Varrault, Céline Bonhomme, Adèle Bressy, J., Bruno Lemaire, Brigitte Vinçon-Leite, and Ghassan Chebbo. "Micropolluants Dans Les Eaux Pluviales et Les Eaux Usées : De Leur Caractérisation À Leur Traitement." In *Workshop 02/10 INTERZA - Micropolluants Au Sein Des ZA : Mesures, Traitements et Changements de Pratiques*. Strasbourg, France, 2014. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01071200>.

Petrucci, G., and C. Bonhomme. "The Dilemma of Spatial Representation for Urban Hydrology Semi-Distributed Modelling: Trade-off among Complexity, Calibration and Geographical Data." *Journal of Hydrology* 517, no. 09 (2014): 997–1007. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.06.019.

2013

Bonhomme, C., and Petrucci G.. "The Performance of Semi-Distributed Modelling in Urban Drainage: The Trade-off between Hydrological Measurements and Geographical Data." *Water Practice and Technology* 8, no. 3–4 (2013): 479–86. doi:10.2166/wpt.2013.050.

Cladière, Mathieu, Johnny Gasperi, Catherine Lorgeoux, Céline Bonhomme, Vincent Rocher, and Bruno Tassin. "Alkylphenolic Compounds and Bisphenol A Contamination within a Heavily Urbanized Area: Case Study of Paris." *Environmental Science and Pollution Research* 20, no. 5 (2013): 2973–83. doi:10.1007/s11356-012-1220-6.

2011

Bonhomme, Céline, Michel Poulin, Brigitte Vinçon-Leite, Mohammed Saad, Alexis Groleau, Didier Jézéquel, and Bruno Tassin. "Maintaining Meromixis in Lake Pavin (Auvergne, France): The Key Role of a Sublacustrine Spring." *Comptes Rendus Géoscience* 343, no. 11–12 (2011): 749–59. doi:10.1016/j.crte.2011.09.006.

Cladière, Mathieu, Johnny Gasperi, Catherine Lorgeoux, Céline Bonhomme, Vincent Rocher, Michel Troupel, and Bruno Tassin. "Bisphénol A : Premiers Résultats Sur Le Bassin de La Seine." *Techniques - Sciences - Méthodes*, June 2011, 43–52.

2007

Bonhomme, Céline, Olivier Aumont, and Vincent. Echevin. "Advective transport caused by intraseasonal Rossby waves : A key player of the high chlorophyll variability off the Peru upwelling region." *Journal Geophysical Research Ocean*. 112.C9 (2007): 71–83.

Conférences internationales et nationales

2016

Deroubaix J.F., Bonhomme C., Moilleron R.. Colloque Piren-Seine, Paris, 6-7 octobre 2016.

Evaluation of the performance and the predictive capacity of build-up and wash-off models on different temporal scales. Saja AL ALI, Céline BONHOMME and Ghassan CHEBBO JDHU, 10-11 octobre 2016.

2015

Béatrice Béchet, Céline Bonhomme, Katerine Lamprea, Emilie Campos, Liliane Jean Soro, Philippe Dubois, Damien Lherm, Towards a modeling of pollutant flux at local scale - Chemical analysis and micro-characterization of road dusts, Urban Proceedings of Environmental Symposium, Oslo, Norvège, Juin 2015

Céline Bonhomme, Guido Petrucci, Relevance of spatially-variable parameters in a semi-distributed model for pollutograph simulation at the catchment scale, Proceedings of Urban Drainage Modelling conference, Quebec, Canada, Septembre 2015

Jérémy Sage, Céline Bonhomme, Emmanuel Berthier and Marie-Christine Gromaire, Modelling stormwater management strategies – Effect of uncertainties in pollutant wash-off dynamics, Proceedings of Urban Drainage Modelling conference, Quebec, Canada, Septembre 2015

Yi Hong, Céline Bonhomme, Minh Le Hoang, Ghassan Chebbo, Using 2D/1D model for urban stormwater pollution, Proceedings of Urban Drainage Modelling conference, Quebec, Canada, Septembre 2015

Yi Hong, Céline Bonhomme, Minh Le Hoang, Ghassan Chebbo, Modelling of urban sediment transport in stormwater runoff on a road catchment near Paris, Proceedings of Urban Drainage Modelling conference, Quebec, Canada, Septembre 2015

Frédéric Soullignac, Bruno J. Lemaire, J. Rodolfo Martins, Céline Bonhomme, Ioulia Tchiguirinskaia, Daniel Schertzer, Brigitte Vinçon-Leite, Mixing regime of a shallow, urban lake, Lake Créteil, France: measurements and simulations, Proceedings de la conférence Physical Processes in Natural Water, Landau, Germany, 2015

Y. Hong, C. Bonhomme, A.Giangola-Murzyn, D. Schertzer, G. Chebbo, Modelling transport of storm-water pollutants using the distributed Multi-Hydro platform on an urban catchment near Paris,

Y. Hong, A.Giangola-Murzyn, C. Bonhomme, G. Chebbo, D. Schertzer, Urban water-quality modelling: implementing an extension to Multi-Hydro platform for real case studies, EGU General Assembly, April 2015, Vienna, Autriche

Brigitte VINÇON-LEITE, Ali FADEL, Bruno LEMAIRE, Céline BONHOMME, Yinghao LI, Gwendal LE DIVECHEN, Jun ZHANG, Yang LUO, Modelling cyanobacteria dynamics in Yuqiao reservoir, 2nd Sino-French Forum for Water Science, Caen, France, November 2-4 2015

2014

Bonhomme, C., and G. Petrucci. "Spatial Representation in Semi-Distributed Modelling of Water Quantity and Quality." In *International Conference on Urban Drainage, Kuching, Malaysia*, 2488399. Malaysia, 2014. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01068232>.

Bressy, Adèle, A. Bressy, G. Boutin, Z. Benrezkallah, P. Dubois, and C. Bonhomme. "How to Continuously Monitor PAHs in Urban Stormwater Using in Situ UV Fluorescence Technology?" In *International Conference on Urban Drainage, Kuching, Malaysia*, 2517824. Malaysia, 2014. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01068218>.

Gasperi, Johnny, Marie-Christine Gromaire, Régis Moilleron, Emilie Caupos, Gilles Varrault, Céline Bonhomme, Adèle Bressy, J., Bruno Lemaire, Brigitte Vinçon-Leite, and Ghassan Chebbo. "Micropolluants Dans Les Eaux Pluviales et Les Eaux Usées : De Leur Caractérisation À Leur Traitement." In *Workshop 02/10 INTERZA - Micropolluants Au Sein Des ZA : Mesures, Traitements et Changements de Pratiques*. Strasbourg, France, 2014. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-01071200>.

2013

Bonhomme, Céline, Masoud Fallahshorshani, Michel André, and Christian Seigneur. "A Multi-Media Approach to Environmental Impacts of Road Traffic in Urban Areas." In *Colloque International Futurs Urbains*. Champs-sur-Marne, Marne-La-Vallée, France, 2013. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00818305>.

Bonhomme, Céline, and Guido Petrucci. "The Performances of Semi-Distributed Modelling in Urban Drainage: The Trade-off between Calibration on Hydrological Measurement and the Inclusion of GIS Data." In *Sewer Processes and Network*, SPN7. Sheffield, United Kingdom, 2013. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00870653>.

Cladière, Mathieu, Céline Bonhomme, Lauriane Vilmin, Johnny Gasperi, Nicolas Flipo, Florence Habets, Michel Poulin, and Bruno Tassin. "Simulation Du Devenir Des Alkylphénols Dans La Seine." In *Colloque Annuel Du PIREN-Seine*, -. Paris, France, 2013. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00816881>.

Mezmate, Yacine, Ioulia Tchiguirinskaia, Céline Bonhomme, Daniel Schertzer, J., Bruno Lemaire, and Brigitte Vinçon-Leite. "Multifractal Analysis of Geophysical Time Series in the

Urban Lake of Créteil (France).” In *European Geophysical Union Conference*. Austria, 2013. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00818260>.

2012

Cladière, M, C Lorgeoux, Johnny Gasperi, Céline Bonhomme, V Rocher, and Bruno Tassin. “Flux Des Alkylphénols et Du Bisphénol A Sur Le Bassin de La Seine : Premières Estimations En Île-de-France.” In *Colloque Piren-Seine*, -. Paris, France, 2012. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00805959>.

Fallahshorshani, Masoud, Michel André, Céline Bonhomme, and Christian Seigneur. “Coupling Traffic, Pollutant Emission, Air and Water Quality Models: Technical Review and Perspectives.” In *Transport Research Arena Europe 2012*, 48:1794–1804. Athens,, Greece, 2012. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00782155>.

Fallahshorshani, Masoud, Céline Bonhomme, Guido Petrucci, Michel André, and Christian Seigneur. “Road Traffic Impact on Water Quality in an Urban Catchment (Grigny, France): A Step towards Integrated Traffic, Air and Stormwater Modelling.” In *9th International Joint IWA/IAHR Conference on Urban Drainage Modelling*, ??? Belgrade, Serbia, 2012. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00782170>.

Mezemate, Y, V Rambach, I Tchiguirinskaia, J., Bruno Lemaire, Brigitte Vinçon-Leite, Céline Bonhomme, D Schertzer, and S Lovejoy. “Turbulence and Intermittency in Lakes, a Multifractal Correlation Analysis.” In *Asia Oceania Geosciences Society - American Geophysical Union Joint Assembly*,. Singapore, Singapore, 2012. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00806137>.

2011

Bonhomme, Céline, Yannis Cuypers, F. Lopes, M. Saad, E. Viollier, Brigitte Vinçon-Leite, and Bruno Tassin. “Should Intermittency of Small-Scale Turbulence Be Taken into Account for Large Scale Chemical Modelling in Lakes?” In *Second IWA Symposium on Lake and Reservoir Management, Grenada (Spain)*, 43–56. Granada, Spain, 2011. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00663302>.

Bonhomme, Céline, and Pierre Sochala. “Small-Scale Physical Modelling of Runoff and Particle Transport on a Road Configuration.” In *International Conference on Urban Drainage*, 0–0. Brazil, 2011. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00663306>.

Cladière, Mathieu, Johnny Gasperi, Catherine Lorgeoux, Céline Bonhomme, Cécile Mirande-Bret, Vincent Rocher, and Bruno Tassin. “Urban Cycle of Alkylphenol and Bisphenol a: The Case of Paris.” In *13th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment (ICCE 2011)*. Zurich, Switzerland, 2011. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00663310>.

Thèse

Turbulences et ondes en milieu naturel stratifié. Deux études de cas : étude du mélange turbulent et des ondes internes du lac Pavin (Auvergne, France) ; influence des ondes de Rossby sur la concentration en chlorophylle de surface dans l'upwelling du Pérou, Céline Bonhomme, Sciences de l'ingénieur [physics]. Université Paris-Est, 2008. Français.

16 Encadrement de Thèses, stages et post-doctorats

Thèses – Participation au co-encadrement :

Thèse de Massoud Fallahshorshani (2010-2014) Directeur de thèse Christian Seigneur (ENPC/CEREA). Co-encadrement : Céline Bonhomme et Michel André (IFSTTAR)
Thèse de Yacine Mezemate (2011-2014) Directeur de thèse : Daniel Schertzer (LEESU). Co-encadrement : Ioulia Tchiguirinskaia (LEESU)
Thèse de Mathieu Cladière (2009-2013) . Directeur de thèse : Bruno Tassin (LEESU). Co-encadrement : Johnny Gaspéri, Catherine Lorgeoux, Céline Bonhomme (LEESU)
Thèse Yi Hong (2013-2016). Directeur de thèse : Ghassan Chebbo (LEESU). Co-encadrement : Céline Bonhomme (LEESU)
Thèse Saja El Ali (2014-2017) Directeur de thèse : Ghassan Chebbo (LEESU). Co-encadrement : Céline Bonhomme
Thèse Natalie Chong (2015-2018) Directeur de thèse : Régis Moilleron (LEESU). Co-encadrement : Céline Bonhomme.

Thèses : Participation à des comités de thèse :

Thèse de Meriem Labbas (IRSTEA). Directrice de thèse : Isabelle Braud, soutenue en 2014
Thèse de Michel Duhalde (IFREMER) : Directeur de thèse : Olivier Guyader, soutenue en 2015

Encadrement de post-doctorants :

Post-doctorat de Lorenza Tomasoni (2012-2013) Co-encadrement avec José-Frédéric Deroubaix
Post-doctorat d'Hadrien Commenges (2013-2014) Co-encadrement avec José-Frédéric Deroubaix
Post-doctorat de Yinghao Li (2015-2017) Co-encadrement avec José-Frédéric Deroubaix
Post-doctorat de Yi Hong (2017). Co-encadrement avec Ghassan Chebbo

Encadrement de stages :

2006

Julien Flécharde : Stage scientifique 1A ENPC,

2011

Clovis Ravion : Stage scientifique 1A ENPC.

Thibaud Roth : Stage scientifique 1A ENPC

2012

Benjamin Grenault: Stage scientifique 1A ENPC

2013

Cécile Pons : Stage scientifique 1A ENPC

Guillaume Boutin : Stage scientifique Ecole centrale Nantes

Thibaud Allain : Stage scientifique ENPC

2014

Saja El Ali : Stage de M2

Zakia Benrezkallah : Stage de licence UPEC

2015

Anna Le Cerf : stage scientifique 1A

Sonia Zerhouni : stage scientifique 1A

Xavier Debade : stage de Master M2 SR2I (Lyon)

17 Implication dans l'enseignement

Mon implication dans l'enseignement a concerné :

- Une implication dans le cursus de la formation des ingénieurs de l'école :
 - o Conception du Cours d'ouverture en 1^{ère} année du cursus d'ingénieur de l'ENPC : Introduction aux Sciences du Vivant (15H)
- Une implication dans l'enseignement en master
 - o Conception du cours du M2 SAGE : Modélisation des hydroécosystèmes continentaux (30H).

Pour l'école des Ponts, j'ai participé de 2010 à 2012 au cours Approfondissement Eau du département VET en étant co-responsable de ce cours avec Bruno Tassin. Dans ce cas, il s'agissait de reprendre une partie du cours tout en ayant un investissement nouveau et original d'un projet auprès des élèves (notamment suivi du débat public pour l'aménagement de la zone de la Bassée)

Puis à partir de 2014, mon implication dans l'enseignement a été plus forte dans la mesure où j'ai eu l'opportunité de créer deux cours sous ma responsabilité :

- De 2014 à aujourd'hui : cours de modélisation des hydroécosystèmes dans le cadre du master SAGE (niveau M2)

Au sein du master SAGE, le cours de modélisation des hydroécosystèmes continentaux vise à donner aux étudiants les réflexes à avoir pour la création et/ou l'utilisation de modèles d'hydroécosystèmes.

Les notions suivantes sont abordées:

- typologie des modèles: déterministe, stochastique, stationnaire, non stationnaire, modèles individus-centrés...

- structure et dimension des modèles

- schémas numériques et résolution des équations différentielles (Euler, RK4...)

- relation modèle- données, notion de calibration et validation d'un modèle

- principes sous-jacents aux modèles écosystémiques de rivière, de lac et de bassin versant

- réalisation d'un projet de modélisation et analyse bibliographique

- De 2016 à aujourd'hui : cours de sciences du vivant en première année du cursus d'ingénieurs de l'Ecole des Ponts. Ce cours d'introduction aux sciences du vivant est proposé en module optionnel dans l'enseignement de première année de l'Ecole des Ponts. Il a lieu d'avril à mai 2016 sur 6 séances de 2h30 et inclut un projet d'initiation à la recherche d'environ 50 heures pour un groupe de 6 élèves..

Aujourd'hui, les enjeux technologiques majeurs dans le domaine des sciences du vivant font de plus en plus appel à la formation d'ingénieurs généralistes, comme ceux de l'Ecole des Ponts. De plus, certaines des thématiques d'avenir de recherche des laboratoires de l'Ecole, par exemple les mathématiques et l'informatique appliquées à la biologie (génétique, génomique, neurosciences, big data) et à la santé (thérapie cellulaire, diagnostic moléculaire, e-santé), la bio-mécanique et les biomatériaux, les biotechnologies pour l'environnement et l'énergie peuvent avoir un lien fort avec les sciences du vivant.

Les solutions dans les domaines de la transition énergétique et de la santé demandent une approche interdisciplinaire afin de favoriser l'émergence de nouveaux concepts et de ruptures technologiques. Les biotechnologies constituent un secteur économique d'avenir, porteur d'emplois. La contribution des ingénieurs, grâce à leurs connaissances approfondies en mathématiques et en physique, sera déterminante pour développer le passage de l'innovation au stade industriel. Il est donc nécessaire que leur formation leur fournisse un socle de connaissances essentielles en Biologie pour comprendre les problématiques liées aux biotechnologies et pour certains d'entre eux, orienter ensuite leur activité professionnelle vers ce secteur.

L'objectif de l'enseignement proposé est de fournir aux élèves, grâce à un socle de connaissances en biologie, les bases nécessaires pour comprendre les enjeux actuels des biotechnologies et en quoi consistent les métiers de l'ingénieur dans ce domaine.

Le cours a fait appel dans sa version 2016 à un certain nombre d'intervenants extérieurs que sont Hélène Morlon (ENS), Matthieu Caruel (UPEC), Tony Lelièvre (ENPC), Willy Supatto (X), Yann Fleureau (X, entreprise), Christophe Pallier (CEA)

18 Références bibliographiques

- Afshinnekoo, E., Meydan, C., Chowdhury, S., Jaroudi, D., Boyer, C., Bernstein, N., Maritz, J.M., Reeves, D., Gandara, J., Chhangawala, S., Ahsanuddin, S., Simmons, A., Nessel, T., Sundaresh, B., Pereira, E., Jorgensen, E., Kolokotronis, S.-O., Kirchberger, N., Garcia, I., Gandara, D., Dhanraj, S., Nawrin, T., Saletore, Y., Alexander, N., Vijay, P., Hénaff, E.M., Zumbo, P., Walsh, M., O'Mullan, G.D., Tighe, S., Dudley, J.T., Dunaif, A., Ennis, S., O'Halloran, E., Magalhaes, T.R., Boone, B., Jones, A.L., Muth, T.R., Paolantonio, K.S., Alter, E., Schadt, E.E., Garbarino, J., Prill, R.J., Carlton, J.M., Levy, S., Mason, C.E., 2015. Geospatial Resolution of Human and Bacterial Diversity with City-Scale Metagenomics. *Cell Syst.* 1, 72–87. doi:10.1016/j.cels.2015.01.001
- 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. doi:10.3390/w8080312
- Aryal, R., Kanadasamy, J., Vigneswaran, S., Naidu, R., Lee, S.H., 2009. Review of Stormwater Quality, Quantity and Treatment Methods Part 2: Stormwater: Quality modelling. *Korean Soc. Environ. Eng.* 14, 134–149.
- Azimi, S., Rocher, V., Muller, M., Moilleron, R., Thevenot, D.R., 2005. Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France). *Sci. Total Environ.* 337, 223–239. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.06.020
- Bahcall, O.G., 2015. Metagenomics: Urban microbiome. *Nat. Rev. Genet.* 16, 194–195. doi:10.1038/nrg3921
- Batty, M., Axhausen, K.W., Giannotti, F., Pozdnoukhov, A., Bazzani, A., Wachowicz, M., Ouzounis, G., Portugali, Y., 2012. Smart cities of the future. *Eur. Phys. J. Spec. Top.* 214, 481–518. doi:10.1140/epjst/e2012-01703-3
- Be, N.A., Thissen, J.B., Fofanov, V.Y., Allen, J.E., Rojas, M., Golovko, G., Fofanov, Y., Koshinsky, H., Jaing, C.J., 2015. Metagenomic Analysis of the Airborne Environment in Urban Spaces. *Microb. Ecol.* 69, 346–355. doi:10.1007/s00248-014-0517-z
- Bechet, B., Bonhomme, C., Lamprea, K., Campos, E., Jean-soro, L., Dubois, P., Lherm, D., 2015. Towards a modeling of pollutant flux at local scale—chemical analysis and micro-characterization of road dusts, in: Presented at the 12th Urban Environment Symposium, Oslo, Norway.
- Béchet, B., Bonhomme, C., Lamprea, K., Campos, E., Soro, L.J., Dubois, P., Lherm, D., 2015. Towards a modeling of pollutant flux at local scale - Chemical analysis and micro-characterization of road dusts, in: Urban Proceedings of Environmental Symposium. Oslo, Norvège.
- Bergé, A., 2012. Identification des sources d'alkylphénols et de phtalates en milieu urbain : comparaison des rejets à dominante urbaine (domestique) par rapport à des rejets purement industriels (phdthesis). Université Paris-Est.
- Blaser, M.J., 2014. The microbiome revolution. *J. Clin. Invest.* 124, 4162–4165. doi:10.1172/JCI78366
- Bonhomme, C., Petrucci, G., 2016. Should we trust build-up/wash-off water quality models at the scale of urban catchments? *Water Res.* doi:10.1016/j.watres.2016.11.027
- Bonhomme, C., Petrucci, G., 2013. The Performance of Semi-Distributed Modelling in Urban Drainage: The Trade-off between Hydrological Measurements and Geographical Data. *Water Pract. Technol.* 8, 479–86. doi:10.2166/wpt.2013.050
- Brett, S.D., Gavin, F.B., 2011. Spatial distribution of bulk atmospheric deposition of heavy metals in metropolitan Sydney. *Water Air Soil Poll.*
- Bris, F.-J., Garnaud, S., Apperry, N., Gonzalez, A., Mouchel, J.-M., Chebbo, G., Thévenot, D.R., 1999. A street deposit sampling method for metal and hydrocarbon contamination assessment. *Sci. Total Environ.* 235, 211–220. doi:10.1016/S0048-9697(99)00192-8
- Bro, R., 1997. PARAFAC. Tutorial and applications. *Chemom. Intell. Lab. Syst.* 38, 149–171. doi:10.1016/S0169-7439(97)00032-4
- Bruggeman, J., Kooijman, S., 2007. A biodiversity-inspired approach to aquatic ecosystem modeling. *Limnol. Oceanogr.* 52, 1533.
- Buckley, C., Piao, V., 2016. Rural Water, Not City Smog, May Be China's Pollution Nightmare. *N. Y. Times.*
- Cao, C., Jiang, W., Wang, B., Fang, J., Lang, J., Tian, G., Jiang, J., Zhu, T.F., 2014. Inhalable Microorganisms in Beijing's PM_{2.5} and PM₁₀ Pollutants during a Severe Smog Event. *Environ. Sci. Technol.* 48, 1499–1507. doi:10.1021/es4048472

- Cladiere, M., Bonhomme, C., Vilmin, L., Gasperi, J., Flipo, N., Habets, F., Tassin, B., 2014. Modelling the fate of nonylphenolic compounds in the Seine River - part 2: Assessing the impact of global change on daily concentrations. *Sci. Total Environ.* 468, 1059–1068. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.09.029
- Cladière, M., Bonhomme, C., Vilmin, L., Gasperi, J., Flipo, N., Tassin, B., 2014. Modelling the Fate of Nonylphenolic Compounds in the Seine River – Part 1: Determination of in-Situ Attenuation Rate Constants., in: *Science of the Total Environment*. pp. 468–469.
- Clarence, E., 2002. Editorial. Technocracy Reinvented: the New Evidence Based Policy Movement., *Public Policy Adm.* 17, 1–11.
- Commenges, H., Tomasoni, L., Seigneur, C., Bonin, O., Leurent, F., Bonhomme, C., Deroubaix, J.-F., 2016a. L'expertise est-elle soluble dans la modélisation?, in: *Les Instruments de L'action Publique et Les Dispositifs Territoriaux, Administration et Aménagement Du Territoire*. Paris.
- Commenges, H., Tomasoni, L., Seigneur, C., Bonin, O., Leurent, F., Bonhomme, C., Deroubaix, J.-F., 2016b. Who Is the Expert? Integrated Urban Modeling and the Reconfiguration of Expertise. *J. Urban Technol.*
- Crobeddu, E., Bennis, S., 2011. A New Model for Simulating TSS Washoff in Urban Areas. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2011, 9. doi:doi:10.1155/2011/318765
- De Roo, A.P.J., Wesseling, C.G., Cremers, N., Offermans, R.J.E., Ritsema, C.J., Van Oostindie, K., 1994. LISEM: a new physically-based hydrological and soil erosion model in a GIS-environment, theory and implementation. *IAHS Publ.-Ser. Proc. Rep.-Intern Assoc Hydrol. Sci.* 224, 439–448.
- Deletic, A., Orr, D.W., 2005. Pollution Buildup on Road Surfaces. *J. Environ. Eng.* 131, 49–59. doi:10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:1(49)
- Deshayes, S., 2015. Identification des sources de phtalates et d'alkylphénols (polluants émergents) en milieu urbain et compréhension des processus d'élimination (phdthesis). Université Paris-Est.
- Dixon, A., Butler, D., Fewkes, A., 1999. Water saving potential of domestic water reuse systems using greywater and rainwater in combination. *Water Sci. Technol.* 39, 25–32.
- Dotto, C.B., Deletic, A., McCarthy, D., Fletcher, T., 2011. Calibration and sensitivity analysis of urban drainage models: MUSIC rainfall/runoff module and a simple stormwater quality model. *Aust. J. Water Resour.* 15, 85–93.
- Dotto, C.B., Kleidorfer, M., Deletic, A., Fletcher, T., McCarthy, D., Rauch, W., 2010. Stormwater quality models: Performance and sensitivity analysis. *Water Sci. Technol.* 62, 837–843. doi:10.2166/wst.2010.325
- Dotto, C.B.S., Kleidorfer, M., Deletic, A., Rauch, W., McCarthy, D.T., Fletcher, T.D., 2011. Performance and sensitivity analysis of stormwater models using a Bayesian approach and long-term high resolution data. *Environ. Model. Softw.* 26, 1225–1239. doi:10.1016/j.envsoft.2011.03.013
- Dybwad, M., Skogan, G., Blatny, J.M., 2014. Temporal variability of the bioaerosol background at a subway station: concentration level, size distribution, and diversity of airborne bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 80, 257–270. doi:10.1128/AEM.02849-13
- Even, S., Poulin, M., Garnier, J., Billen, G., Servais, P., Chesterikoff, A., Coste, M., 1998. River ecosystem modelling: application of the PROSE model to the Seine river (France). *Hydrobiologia* 373–374, 27–45. doi:10.1023/A:1017045522336
- Fallah Shorshani, M., André, M., Bonhomme, C., Seigneur, C., 2015. Modelling chain for the effect of road traffic on air and water quality: Techniques, current status and future prospects. *Environ. Model. Softw.* 64, 102–123. doi:10.1016/j.envsoft.2014.11.020
- 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. Int.* 21, 5297–5310. doi:10.1007/s11356-013-2370-x
- Freni, G., Mannina, G., Viviani, G., 2009. Urban runoff modelling uncertainty: Comparison among Bayesian and pseudo-Bayesian methods. *Environ. Model. Softw.* 24, 1100–1111. doi:10.1016/j.envsoft.2009.03.003
- Gasperi, J., 2013. Contaminants organiques en milieu urbain et dans les hydrosystèmes anthropisés (thesis). Université Paris XII Val de Marne.
- Gasperi, J., 2006. Introduction and transfer of hydrocarbons on different spatial scales within the parisian combined sewer. *Ecole des Ponts ParisTech*.
- 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. doi:10.1007/s11356-013-2396-0
- Gieryn, T.F., 1983. Boundary-work and the Demarcation of Science from Non-science: Strains and Interests in Professional Ideologies of Scientists. *Am. Sociol. Rev.* 48, 781–795.
- Gires, A., Schertzer, D., Tchiguirinskaia, I., Lovejoy, S., Maksimovic, C., Onof, C., Simoes, N., 2011. Impact de la variabilité non-mesurée des précipitations sur les débits en hydrologie urbaine: un cas d'étude dans le cadre multifractal. *Houille Blanche* 37–42.
- Group, T.N.H.W., Peterson, J., Garges, S., Giovanni, M., McInnes, P., Wang, L., Schloss, J.A., Bonazzi, V., McEwen, J.E., Wetterstrand, K.A., Deal, C., Baker, C.C., Francesco, V.D., Howcroft, T.K., Karp, R.W., Lunsford, R.D., Wellington, C.R., Belachew, T., Wright, M., Giblin, C., David, H., Mills, M., Salomon, R., Mullins, C., Akolkar, B., Begg, L., Davis, C., Grandison, L., Humble, M., Khalsa, J., Little, A.R., Peavy, H., Pontzer, C., Portnoy, M., Sayre, M.H., Starke-Reed, P., Zakhari, S., Read, J., Watson, B., Guyer, M., 2009. The NIH Human Microbiome Project. *Genome Res.* 19, 2317–2323. doi:10.1101/gr.096651.109
- Guido Petrucci, M.-C.G., 2014. Nonpoint source pollution of urban stormwater runoff: a methodology for source analysis. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* doi:10.1007/s11356-014-2845-4
- Gunawardena, J., Ziyath, A.M., Egodawatta, P., Ayoko, G.A., Goonetilleke, A., 2014. Influence of traffic characteristics on polycyclic aromatic hydrocarbon build-up on urban road surfaces. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 11, 2329–2336. doi:10.1007/s13762-014-0561-8
- Hairsine, P.B., Beuselinck, L., Sander, G.C., 2002. Sediment transport through an area of net deposition: SEDIMENT TRANSPORT THROUGH AREA OF NET DEPOSITION. *Water Resour. Res.* 38, 22-1-22–7. doi:10.1029/2001WR000265
- Hannouche, A., 2013. Analyse du transport solide en réseau d'assainissement unitaire par temps de pluie: exploitation de données acquises par les observatoires français en hydrologie urbaine. Citeseer.
- Hastings, W.K., 1970. Monte Carlo sampling methods using Markov chains and their applications. *Biometrika* 57, 97–109. doi:10.1093/biomet/57.1.97
- Heng, B.C.P., Sander, G.C., Armstrong, A., Quinton, J.N., Chandler, J.H., Scott, C.F., 2011. Modeling the dynamics of soil erosion and size-selective sediment transport over nonuniform topography in flume-scale experiments: MODELING SOIL EROSION DYNAMICS. *Water Resour. Res.* 47, n/a-n/a. doi:10.1029/2010WR009375
- Hoffman, E.J., Mills, G.L., Latimer, J.S., Quinn, J.G., 1984. Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. *Environ. Sci. Technol.* 18, 580–587. doi:10.1021/es00126a003
- Hong, Y., Bonhomme, C., Chebbo, G., 2016a. Development and assessment of the physically-based 2D/1D model "TRENOC" for urban stormwater quantity and quality modelling. *Water*.
- Hong, Y., Bonhomme, C., Le, M.-H., Chebbo, G., 2016b. A new approach of monitoring and physically-based modelling to investigate urban wash-off process on a road catchment near Paris. *Water Res.* 102, 96–108. doi:10.1016/j.watres.2016.06.027
- Hong, Y., Bonhomme, C., Le, M.-H., Chebbo, G., 2016c. New insights into the urban washoff process with detailed physical modelling. *Sci. Total Environ.* 573, 924–936. doi: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 Civ. Env. Eng* 2, 210–217.
- Jasanoff, S., 1987. Contested Boundaries in Policy-Relevant Science. *Soc. Stud. Sci.* 17, 195–230.
- Jetten, V.G., Roo, A.P.J. de, 2001. Spatial Analysis of Erosion Conservation Measures with LISEM, in: Harmon, R.S., III, W.W.D. (Eds.), *Landscape Erosion and Evolution Modeling*. Springer US, pp. 429–445. doi:10.1007/978-1-4615-0575-4_14
- Kanso, A., 2004. Evaluation of urban stormwater quality models: a bayesian approach. *Ecole des Ponts ParisTech*.
- Kanso, A., Tassin, B., Chebbo, G., 2005. A benchmark methodology for managing uncertainties in urban runoff quality models. *Water Sci. Technol.* 51, 163–170.
- Kim, R.-H., Lee, S., Jeong, J., Lee, J.-H., Kim, Y.-K., 2007. Reuse of greywater and rainwater using fiber filter media and metal membrane. *Desalination* 202, 326–332. doi:10.1016/j.desal.2005.12.071
- Lacour, C., Joannis, C., Gromaire, M.-C., Chebbo, G., 2009. Potential of turbidity monitoring for real time control of pollutant discharge in sewers during rainfall events. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 59, 1471–1478. doi:10.2166/wst.2009.169

- Lax, S., Smith, D.P., Hampton-Marcell, J., Owens, S.M., Handley, K.M., Scott, N.M., Gibbons, S.M., Larsen, P., Shogan, B.D., Weiss, S., Metcalf, J.L., Ursell, L.K., Vázquez-Baeza, Y., Van Treuren, W., Hasan, N.A., Gibson, M.K., Colwell, R., Dantas, G., Knight, R., Gilbert, J.A., 2014. Longitudinal analysis of microbial interaction between humans and the indoor environment. *Science* 345, 1048–1052. doi:10.1126/science.1254529
- Legret, M., Odie, L., Demare, D., Jullien, A., 2005. Leaching of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from reclaimed asphalt pavement. *Water Res.* 39, 3675–3685. doi:10.1016/j.watres.2005.06.017
- Leung, M.H.Y., Wilkins, D., Li, E.K.T., Kong, F.K.F., Lee, P.K.H., 2014. Indoor-air microbiome in an urban subway network: diversity and dynamics. *Appl. Environ. Microbiol.* 80, 6760–6770. doi:10.1128/AEM.02244-14
- Mangani, G., Berloni, A., Bellucci, F., Tatàno, F., Maione, M., 2005. Evaluation of the Pollutant Content in Road Runoff First Flush Waters. *Water. Air. Soil Pollut.* 160, 213–228. doi:10.1007/s11270-005-2887-9
- McKenzie, E.R., Wong, C.M., Green, P.G., Kayhanian, M., Young, T.M., 2008. Size dependent elemental composition of road-associated particles. *Sci. Total Environ.* 398, 145–153. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.02.052
- Menzie, C.A., Hoepfner, S.S., Cura, J.J., Freshman, J.S., LaFrey, E.N., 2002. Urban and suburban storm water runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to Massachusetts estuarine and coastal environments. *Estuaries* 25, 165–176. doi:10.1007/BF02691305
- 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. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.030
- Mitsova, D., Vos, J., Gardinali, P., Stafeychuk, I., 2011. Variability in Road Runoff Pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Urbanized Area Adjacent to Biscayne Bay, Florida. *J. Environ. Prot.* 02, 1317. doi:10.4236/jep.2011.210152
- Ngabe, B., Bidleman, T.F., Scott, G.I., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in storm runoff from urban and coastal South Carolina. *Sci. Total Environ.* 255, 1–9. doi:10.1016/S0048-9697(00)00422-8
- Obropta, C.C., Kardos, J.S., 2007a. Review of urban stormwater quality models: Deterministic, stochastic, and hybrid approaches. *J. Am. Water Resour. Assoc.* doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00124.x
- Obropta, C.C., Kardos, J.S., 2007b. Review of Urban Stormwater Quality Models: Deterministic, Stochastic, and Hybrid Approaches1. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 43, 1508–1523. doi:10.1111/j.1752-1688.2007.00124.x
- 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. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.06.019
- Petrucci, G., Deroubaix, J.-F., De Gouvello, B., Deutsch, J.-C., Bompard, P., Tassin, B., 2012. Rainwater harvesting to control stormwater runoff in suburban areas. An experimental case-study. *Urban Water J.* 9, 45–55.
- Petrucci, G., Gromaire, M.-C., Fallah Shorshani, M., Chebbo, G., 2014. Non-point source pollution of urban stormwater runoff: a methodology for primary sources'. *Anal. Env. Sci Pollut Res* 21, 10225–10242.
- Petrucci, G., Rioust, E., Deroubaix, J.-F., Tassin, B., 2013. Do stormwater source control policies deliver the right hydrologic outcomes? *J. Hydrol.* 485, 188–200.
- Piro, P., Carbone, M., 2010. Modelling approach to assess the variation of pollutant mass flow rates during storm events, in: GRAIE (Ed.), *Novatech 2010*, Lyon, France. Lyon, France.
- Ramier, D., 2005. *Bilan hydrique des voiries urbaines : observations et modélisation*. Nantes.
- Recknagel, F., French, M., Harkonen, P., Yabunaka, K.-I., 1997. Artificial neural network approach for modelling and prediction of algal blooms. *Ecol. Model.* 96, 11–28.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., Morena, F., 2008. A distributed hydrological model for urbanized areas – Model development and application to case studies. *J. Hydrol.* 351, 268–287. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.12.007
- Roguet, A., Laigle, G.S., Therial, C., Bressy, A., Soullignac, F., Catherine, A., Lacroix, G., Jardillier, L., Bonhomme, C., Lerch, T.Z., Lucas, F.S., 2015. Neutral community model explains the bacterial community assembly in freshwater lakes. *FEMS Microbiol. Ecol.* fiv125. doi:10.1093/femsec/fiv125

- Rossmann, L.A., 2010. Storm water management model user's manual, version 5.0. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency Cincinnati.
- Sabin, L.D., Lim, J.H., Stolzenbach, K.D., Schiff, K.C., 2005. Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment. *Water Res.* 39, 3929–3937. doi:10.1016/j.watres.2005.07.003
- Sage, J., Bonhomme, C., Al Ali, S., Gromaire, M.-C., 2015. Performance assessment of a commonly used “accumulation and wash-off” model from long-term continuous road runoff turbidity measurements. *Water Res.* 78, 47–59. doi:10.1016/j.watres.2015.03.030
- Sartor, J.D., Boyd, G.B., Agardy, F.J., 1974. Water Pollution Aspects of Street Surface Contaminants. *J. Water Pollut. Control Fed.* 46, 458–467.
- 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.* doi:10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000142
- Singh, K.P., Basant, A., Malik, A., Jain, G., 2009. Artificial neural network modeling of the river water quality—a case study. *Ecol. Model.* 220, 888–895.
- Van Dolah, R.F., Riekerk, G.H.M., Levisen, M.V., Scott, G.I., Fulton, M.H., Bearden, D., Sivertsen, S., Chung, K.W., Sanger, D.M., 2005. An evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) runoff from highways into estuarine wetlands of South Carolina. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 49, 362–370. doi:10.1007/s00244-004-0210-1
- Velleux, M.L., Julien, P.Y., Rojas-Sanchez, R., Clements, W.H., England, J.F., 2006. Simulation of metals transport and toxicity at a mine-impacted watershed: California Gulch, Colorado. *Environ. Sci. Technol.* 40, 6996–7004. doi:10.1021/es0608592
- Vijayaraghavan, K., Joshi, U.M., Balasubramanian, R., 2012. A field study to evaluate runoff quality from green roofs. *Water Res.* 46, 1337–1345. doi:10.1016/j.watres.2011.12.050
- Wang, L., Wei, J., Huang, Y., Wang, G., Maqsood, I., 2011. Urban nonpoint source pollution buildup and washoff models for simulating storm runoff quality in the Los Angeles County. *Environ. Pollut.* 159, 1932–1940. doi:10.1016/j.envpol.2011.03.019
- 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. doi:10.1016/j.jenvman.2012.09.005
- Zgheib, S., 2009. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire (phdthesis). Ecole des Ponts ParisTech.
- Zhang, W., Zhang, S., Wan, C., Yue, D., Ye, Y., Wang, X., 2008. Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road runoff, dust, rain and canopy throughfall. *Environ. Pollut.* 153, 594–601. doi:10.1016/j.envpol.2007.09.004
- Zmirou, D., Gauvin, S., Pin, I., Momas, I., Sahraoui, F., Just, J., Moullec, Y.L., Brémont, F., Cassadou, S., Reungoat, P., Albertini, M., Lauvergne, N., Chiron, M., Labbé, A., 2004. Traffic related air pollution and incidence of childhood asthma: results of the Vesta case-control study. *J. Epidemiol. Community Health* 58, 18–23. doi:10.1136/jech.58.1.18

19 Morceaux choisis

19.1 Article portant sur la modélisation intégrée des polluants liés au trafic routier (Fallahshorshani et al., 2013, ESPR)

19.2 Article portant sur la modélisation de la qualité de la Seine (Cladière et al., 2013, Stoten)

19.3 Article portant sur la structure des modèles conceptuels en hydrologie (Petrucci et Bonhomme, 2014, JoH)

19.4 Article portant sur la modélisation des processus à petite échelle (Hong et al., 2016, WR)

19.5 Article portant sur l'étude du système des KPI de l'éco-cité de Tianjin (Li et al., 2017, China Perspectives, en cours de révision)

Road traffic impact on water quality in an urban catchment (Grigny, France): a step towards integrated traffic, air and stormwater modelling

Masoud Fallah Shorshani^{1,2,3}, Céline Bonhomme¹, Guido Petrucci¹, Michel André³, Christian Seigneur²

¹ LEESU, École des Ponts ParisTech, Université Paris-Est

² CEREAs, Joint Laboratory École des Ponts ParisTech/EDF R&D, Université Paris-Est

³ IFSTTAR Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux.

masoud.fallah@ifsttar.fr, Tel:+3316415215, Fax:+33164152170

Abstract

Methods for simulating air pollution due to road traffic and the associated effects on stormwater runoff quality in an urban environment are examined with particular emphasis on the integration of the various simulation models into a consistent modelling chain. To that end, the models for traffic, pollutant emissions, atmospheric dispersion and deposition, and stormwater contamination are briefly reviewed and the level of detail needed for the specific application is discussed. The present study focuses on the implementation of a modelling chain for an actual urban case study, which is the contamination of water runoff by cadmium, lead and zinc in the Grigny urban catchment near Paris, France. First, traffic emissions are calculated using the CopCETE emission model with traffic inputs. Next, the atmospheric dispersion of pollutants is simulated with the Polyphemus line source model and pollutant deposition fluxes in different subcatchment areas are calculated. Finally, the SWMM water quantity and quality model is used to estimate the concentrations of pollutants in stormwater runoff. The simulation results are compared to mass flow rates and concentrations of Cd, Pb, and Zn measured at the catchment outlet. The contribution of local traffic to stormwater contamination is estimated to be significant for Cd and, to a lesser extent, for Zn, but negligible for Pb. The results demonstrate the importance of treating distributed traffic emissions from major roadways explicitly since the impact of these sources on concentrations in the catchment outlet becomes negligible when those traffic emissions are spatially averaged over the catchment area.

Keywords

Integrated modelling; Stormwater; Traffic; Emissions; Air pollution; Runoff.

1 INTRODUCTION

Traffic is a major source of pollution in cities and near highways. Therefore, it is essential to assess the impact of road traffic on air and stormwater pollution. To that end, numerical modelling is needed to estimate the contribution of on-road vehicles to pollutant concentrations in air and water and to provide the basis for the design of efficient emission reduction strategies. Models have been developed to address the various components of this environmental system: traffic, emissions, atmospheric pollution and stormwater pollution. Current traffic models can predict the position and kinematic parameters of the vehicles with various levels of detail. Emission models can estimate the amount of different pollutants emitted by vehicles, albeit with some uncertainty (Smit et al., 2010). The dispersion of pollutants in the atmosphere can be simulated using atmospheric dispersion models available for application at a variety of spatial scales and with different levels of detail (Holmes et al. 2006; Zannetti 1990; Sportisse 2009). A fraction of the air pollutants deposits to surfaces by dry and wet processes. These pollutants may then be entrained by the water runoff during rainfall events, which can be simulated by hydrologic models. If models have been developed, applied and, to some

1 extent, evaluated for each of those components, the integration of all those components to simulate the
2 impact of road traffic on air and water pollution has been very limited to date.

3 Some modelling systems linking traffic flow, emissions of air pollutants and air quality modelling
4 tools have been developed (e.g., Lim 2005; Schmidt and Schäfer 1998; Hatzopoulou 2010). Although
5 a large amount of work has been conducted to link atmospheric pollution to surface water
6 contamination at regional and global scales for environmental issues such as acid deposition, mercury
7 contamination and nutrients inputs causing eutrophication of water bodies, little attention has been
8 paid to linking air and water pollution in urban areas. Since similar pollutants (e.g., polycyclic
9 aromatic hydrocarbons (PAHs), metals) are regulated for air and water quality, it seems essential to
10 treat air and water contamination globally when addressing the environmental impacts of major
11 sources of those pollutants. For example, it has been estimated that 57-100% of the trace metal load on
12 urban surfaces is impacted by atmospheric deposition in the Los Angeles basin (Sabin et al., 2005).
13 Traffic exhaust emissions are a major source of atmospheric pollution in urban areas, and in addition,
14 tyre, brake, and road wear lead to the release of particulate pollutants, which are transported by
15 stormwater runoff (Ken, 2013). To date, the link between traffic emissions, atmospheric deposition
16 and the contamination of water runoff in urban areas has not been treated yet in a comprehensive
17 manner.
18
19
20
21

22 In this work, we address a new area in the field of urban modelling by developing a new modelling
23 method that integrates different models simulating traffic, emissions, air pollution and stormwater
24 pollution in order to predict the level of contamination of surface waters at the scale of an urban
25 district. The existing methods for modelling each component are presented first and the levels of detail
26 needed for specific applications are briefly discussed. Interfaces are developed here for pollutant
27 emissions due to on-road traffic, mass transfer between the atmosphere and surfaces, and mass transfer
28 of deposited pollutants to stormwater runoff. This method is evaluated for the Grigny catchment near
29 Paris, France, by a comparison of model simulations with measurements of metal concentrations at the
30 catchment outlet. The contribution of local traffic emissions to those metal concentrations is estimated
31 and compared by background deposition. Furthermore, the sensitivity of the modelling results to the
32 treatment of traffic in the modelling chain (spatially-distributed versus spatially-averaged) is
33 investigated.
34
35
36
37
38
39

40 **2. OVERVIEW OF MODELS**

41 The different types of models typically used are summarized below for each component (traffic,
42 emissions, air quality and water quality).
43
44

45 **2.1 Traffic models**

46 Three major classes of traffic models can be identified in order of increasing complexity:
47
48

- 49 1. Static models rely on population data and predict average traffic volumes in different areas of a
50 road network. They give vehicle fluxes on each link of the road network. These models are highly
51 simplified, but are useful to describe the road traffic (flow and speed) over large spatial scales,
52 such as an entire metropolitan area.
53
- 54 2. Aggregated dynamic models provide an explicit representation of traffic congestion by
55 describing the temporal evolution of traffic states over a simplified network (via spatial
56 aggregation). A typical application is the evaluation of the level of congestion, which can be used
57 to manage traffic flow.
58
59
60
61
62

1 3. Dynamic models describe the temporal variations of traffic conditions in order to determine the
2 positions and kinematic parameters of vehicles in a road network. Dynamic models can be
3 classified into two main categories according to different aspects of traffic flow operations. The
4 macroscopic models use an aggregate representation of vehicles and continuous traffic flow; they
5 are characterized by variables such as traffic flow and vehicle density. The microscopic models
6 consider the time-space behaviour of individual drivers in relationship with the presence of
7 vehicles in their proximity.
8

9 **2.2 Emission models**

10 The usual approaches for estimating the emissions associated with road traffic can be classified
11 according to the input data, the scale of the study, and the type of pollutants being considered.
12 These approaches can be distinguished in order of increasing complexity as follows:
13

- 14 1. Models relying on fuel sale data
- 15 2. Models relying on annual average traffic volumes per vehicle categories
- 16 3. Models relying on average speed of traffic
- 17 4. Models relying on traffic situations
- 18 5. Models relying on traffic-related variables
- 19 6. Models providing emissions from various driving cycle variables
- 20 7. Models relying on speed chronology, also known as instantaneous emission models

21 Models of categories 1 and 2 can be used for large-scale emission inventories (e.g., national level
22 inventories). Models of categories 3 and 4 provide more accurate information and cover the major
23 emission processes and most pollutants from a single road up to an entire city. Models of category 5
24 require traffic flow variables for each road and category 6 is defined by individual vehicle movement
25 data. These two categories of models are restricted to specific conditions and a limited number of
26 pollutants. Models of category 7 represent explicitly the vehicle emission behaviour by relating
27 emission rates to vehicle operation (engine power, speed, and acceleration) during a series of short
28 time steps. They only address a limited number of pollutants (typically regulated gaseous pollutants)
29 from vehicle exhaust.
30

31 **2.3 Air pollution models**

32 Air pollution models (also referred to as air quality models or atmospheric chemical-transport models)
33 calculate atmospheric pollutant concentrations from inputs (emissions, meteorology, terrain, initial and
34 boundary conditions) and mathematical representations of the physico-chemical processes governing
35 the temporal evolution and spatial distribution of the pollutant concentrations. The different
36 approaches available are the following (Zannetti, 1990; Jacobson, 2005; Seinfeld and Pandis, 2006;
37 Sportisse, 2009):
38

- 39 1. Eulerian models: These models can handle all emission sources over domain ranging from an
40 urban area to the entire globe. Eulerian models consider a three-dimension (3D) array of
41 volume elements, each of homogeneous properties for the variables of interest (air pollutant
42 concentration, meteorological variables) and calculate the flow of those variables among those
43 volume elements. All atmospheric processes can be modeled in Eulerian models (emissions,
44 transport, transformations, and deposition). The outputs consist of the values of the variables
45 (e.g., concentrations, deposition fluxes) as a function of time and location.
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

2. Lagrangian trajectory models: In a Lagrangian trajectory model, air masses are advected and pollutants are dispersed along mean wind trajectories. They are computationally less demanding than Eulerian models, but, unlike Eulerian models, Lagrangian models are typically limited to the simulation of a few sources.
3. Plume-in-grid models: A plume-in-grid model combines the advantages of Eulerian models (large domain and multiple sources) and Lagrangian models (fine resolution near the sources); these models simulate selected sources using a Lagrangian model imbedded within the 3D Eulerian model and all other sources are treated by the Eulerian model.
4. Gaussian dispersion models: Gaussian dispersion models are widely used to calculate pollutant concentrations downwind from a few selected sources in the absence of major obstacles to atmospheric transport. Stationary atmospheric conditions are assumed in the Gaussian plume dispersion formulation and, as a result, the impact of a source can be represented by a Gaussian plume model only over limited distances from the source (at most 50 km). When atmospheric conditions are variable, the atmospheric plume may be approximated by releasing distinct puffs from the source at successive intervals of time; the puffs may then follow different air mass trajectories.
5. Street-canyon models: For situations where the atmospheric dispersion of pollutants is constrained by obstacles such as buildings, street-canyon models must be used; they use parameterizations to approximate the effect of those obstacles on the atmospheric flow and pollutant dispersion.
6. CFD (Computational Fluid Dynamics) models: CFD models provide detailed representations of the atmospheric flow and some also treat the physics and chemistry of air pollutant transformations. However, they are limited to local applications such as the impact of a single pollution source in complex terrain or in a built environment, where the flow characteristics are complex. These models provide accurate representations of the atmospheric flow but are computationally demanding.

The selection of an air quality model for a specific application depends mostly on the spatial scale and source types being considered. The concentrations of air pollutants can be simulated over large domains, ranging from urban to global scales, by Eulerian and Lagrangian models. At local scales, Gaussian dispersion models, street-canyon models or CFD models are typically used. Plume-in-grid models can cover all spatial scales.

2.4 Stormwater models

The models of urban hydrology may be classified in terms of their functionality, accessibility, water quantity and quality components included in the model and their temporal and spatial scales (Zoppou, 2001; Elliot et al., 2007). In terms of spatial distribution, hydrological models may be categorized as follow:

1. Lumped: A lumped model is based on spatial averaging of the input parameters over the catchment. Therefore, these models provide only outputs at the outlet of the catchment without an explicit consideration of spatial variability.
2. Semi-distributed: Semi-distributed models take into account the variability of land use and inflow into the drainage network by dividing a catchment in several subcatchments. Therefore, the spatial resolution is related to the size and number of subcatchments.
3. Fully-distributed: A fully-distributed model represents the surface water flow by using physical laws over a gridded domain. They include spatial and temporal variability (such as soil properties, land use, etc.) according to the grid size.

3 MODEL INTEGRATION

The main building blocks of a modelling chain of the environmental impacts of road traffic are (1) the overall structure of the modelling chain, which should include traffic, emissions, air pollution and water quality models (Figure 1) and (2) the interfaces linking the output from a model to the input of the next model. The selection of the models and these integrations are briefly discussed below.

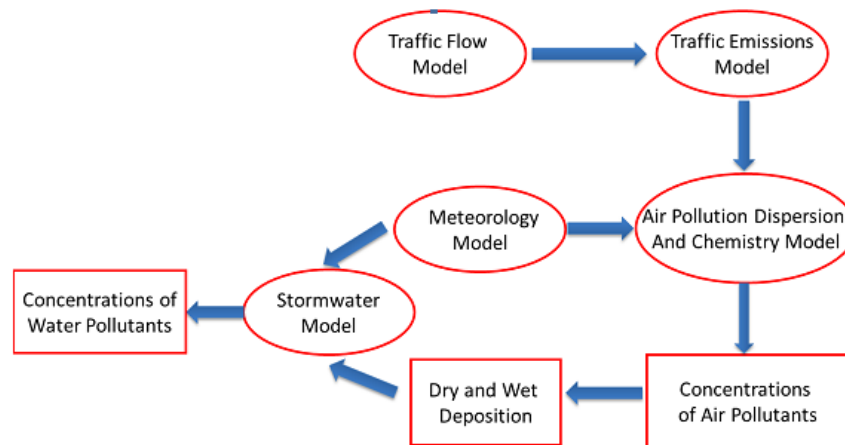


Figure 1. Schematic representation of the modelling chain (components are represented with ellipses) with expected input and output data (represented with boxes).

The selection of the models must be conducted in such a way that there is consistency among the level of detail, spatial and temporal resolutions, and input requirements of the various models of the modelling chain. The use of a dynamic traffic model will be of little use if the emission model is based on average vehicle speed. Similarly, an air quality model with a 50 km horizontal grid size will be inappropriate to investigate the impacts of local sources on an urban catchment. Once models that are internally consistent have been selected, the development of their interfaces will be mostly straightforward, because the inputs and outputs of the models should be compatible. There may, however, be some need for adapting the transfer of variables from one model to the next, because the original use intended for a model may differ from that considered in the modelling chain. For example, a traffic model designed to investigate congestion scenarios will differentiate between heavy-duty vehicles, light-duty vehicles and passenger vehicles. Its use for an environmental impact study will require additional information on the types of vehicle present in each category, for example, diesel versus spark-ignition vehicles, as well as the vehicle original year (which defines the associated emission control characteristics and, therefore, pollutant emission rates).

In the case study presented below, we investigate the contribution of local road traffic to the contamination of stormwater runoff in an urban catchment. Since we are interested in the impact of traffic on major roads with relatively smooth traffic conditions, a static traffic model (category 1 in Section 2.1) may suffice, because the impact of acceleration and deceleration on pollutant emissions may not be as critical as it would be, for example, at a major intersection. Then, an emission model based on vehicle speed would be appropriate (category 3 in Section 2.2). Because we are focussing on the impacts of local traffic, it is important to resolve the atmospheric concentrations and deposition fluxes of pollutants at a fine spatial scale near the roadways. Gaussian models for line sources are appropriate for this type of air pollution impact study (category 4 in Section 2.3). Finally, the water quantity and quality model must be consistent with the output of the atmospheric model and the objective of the study (contamination of stormwater at the catchment outlet). Thus, a semi-distributed model (category 2 in Section 2.4) will provide some level of detail in terms of subcatchment variability, without imposing unneeded computational and input data burden on the study. Clearly, other choices could be made and the user's judgment is an important part of the construction of a modelling chain. We present in the following section the specific models selected for the study of the Grigny urban catchment and the results of the model simulations.

4 CASE STUDY: DESIGN, METHODOLOGY, AND RESULTS

The objective of this study is to simulate the impact of road traffic on stormwater contamination, to compare the modeling results to available measurements, and to investigate the simulation of those results the level of detail of traffic air pollutant emissions. The present study focuses on three metals emitted by road traffic (Cd, Pb, and Zn). The Grigny catchment is located 20 km south of Paris in a suburban area. The catchment area is 451 ha, covered by several municipalities and divided into 32 subcatchments according to the topography and the structure of the drainage system. The geographical location and division of the catchment are presented in Figure 2. The models, available data and results are presented sequentially for each component (traffic, emissions, atmospheric pollution, stormwater contamination).

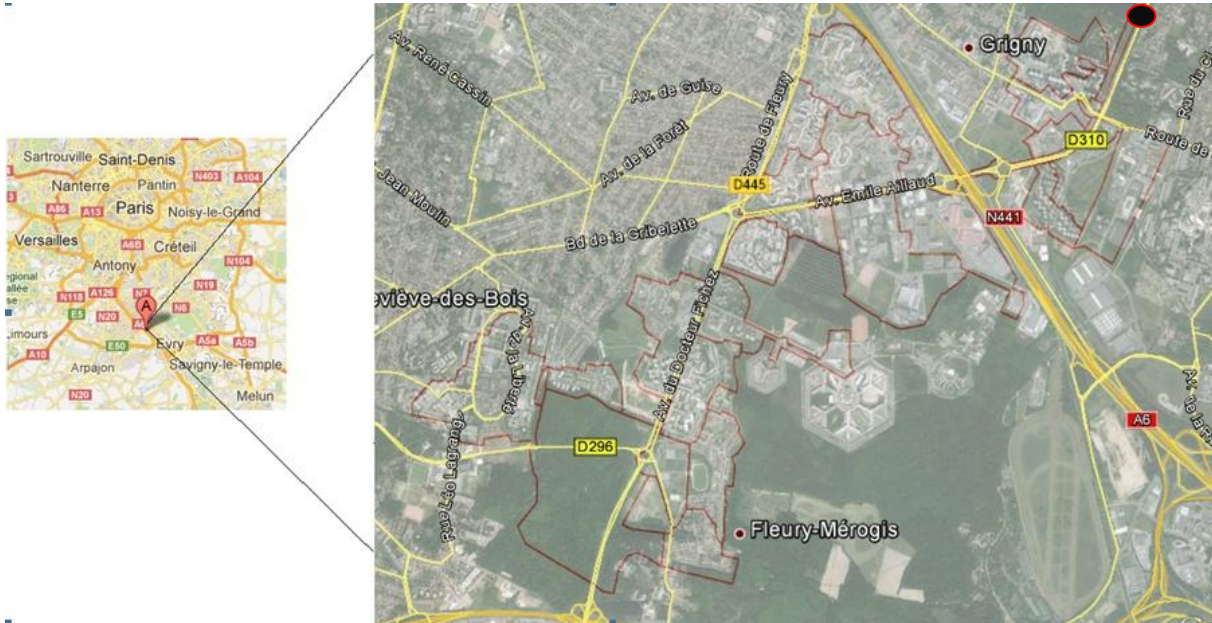


Figure 2. Geographical location and characteristics of the Grigny catchment including major roads (in yellow), outlet (black circle), and subcatchment boundaries (in red). (Google Maps)

4.1 Traffic

The Grigny catchment is impacted by four main roads (D310, D296, N441, and D445) and the A6 freeway. Based on traffic variability and road direction, these roads were divided into eleven sections assumed to be of uniform traffic flow, speed, and fleet composition.

Annual average hourly traffic volumes on the A6 freeway were obtained from traffic count equipment operated by the French Ministry of Ecology, Sustainable Development, and Energy. Traffic volumes of the other main roads were simulated using the VISUM traffic model by the Regional Department of Transportation and Planning (DRIEA) (Figure 3). Their hourly traffic volumes were assumed to follow the hourly distribution of the A6 freeway traffic observations.

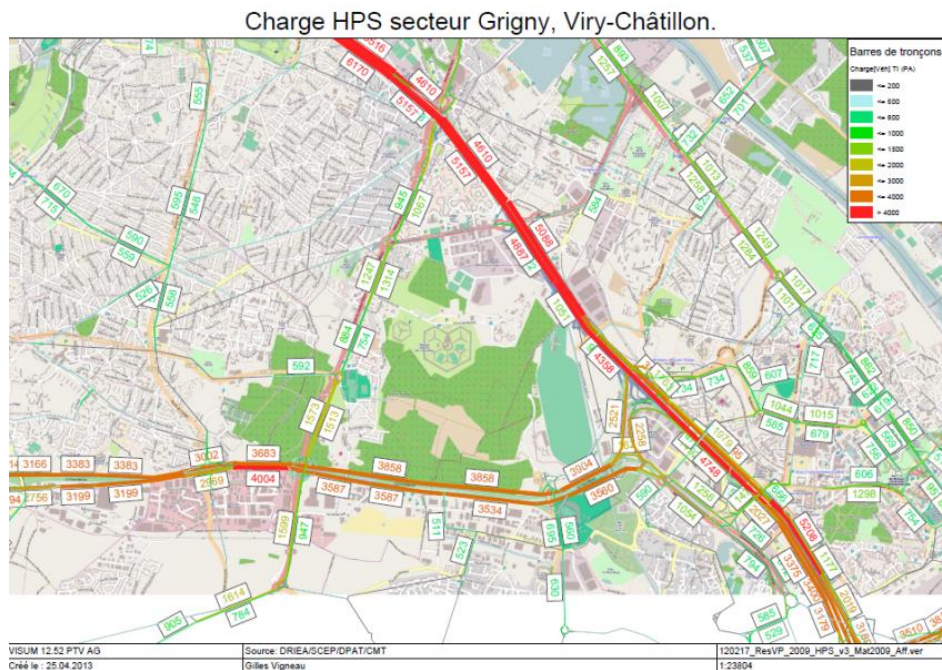


Figure 3. Peak hour traffic volumes in the Grigny catchment area (DRIEA).

The local traffic flow on residential streets was treated as a uniform area source based on the number of workers who live and commute out of Grigny catchment area and the number of vehicles registered in the area. Such data were obtained from the French National Institute for Statistics and Economic Studies (INSEE). Traffic flow on residential streets accounts for 1% of total traffic in the study area.

4.2 Traffic emissions

Since the traffic output data was hourly, pollutant emissions could be estimated by an average-speed based model. For this purpose, the CopCETE model of the French Ministry of Ecology was used here. It is based on the COPERT4 methodology (Ntziachristos et al. 2009). This model calculates vehicle emissions from most processes including vehicle exhaust, fuel evaporation, and equipment wear depending on road gradient, length of road, different types of traffic density (urban or rural road), fleet composition, number of vehicles per categories (passenger, light-duty, and heavy-duty vehicles, buses) and their average speeds. The fleet composition was assumed to be the same as the urban fleet composition for surface roads and main roads and a typical freeway fleet composition for the A6 freeway (Hugrel et al., 2004). Road dust can contain a particles derived from wide range of source. They can be classified in 4 categories: 1) vehicle source (exhaust particles, tyre, break and clutch wear), 2) Freeway source (road surface wear, corrosion of crash barrier), 3) non-transport sources

(industrial and commercial activity, vegetative detritus), 4) atmospheric deposition derived from the above source in the other area. Legret and Pegotto (1999b) found road dust to be heavily polluted by Pb, Cu, Cd, and Zn, originating traffic. They have shown heavy metal contribution reach to 14% for Cu, Pb (4%), Zn (2%), and cadmium sources is underestimated. Now, because of emission control regulations, exhaust emissions from road traffic are reduced but non-exhaust emissions from road vehicles are unabated (Thorpe and Harrison 2008). For example, the less usage of petrol led to decreased the lead emissions of vehicles. However, COPERT methodology considers some sources as exhaust emission, evaporation and non-exhaust emission (tyre, break and road surface wear). But, the non-exhaust emission of Zn and Pb was not calculated by CopCETE tools. Another uncertainty is that re-emission of road dust by traffic was not taken into account; although this process may account for a significant fraction of atmospheric particulate matter (PM) in urban areas (e.g., Pay et al., 2011), it is still poorly characterized and, therefore, highly uncertain. Furthermore, only emissions of particles less than 10 μm in aerodynamic diameter are taken into account in air emission inventories. A significant fraction of metals emitted by equipment wear may be present in coarser particles, which are not included in the emissions. Therefore, emissions associated with road traffic are likely to be underestimated here. An example of output from the emission model is provided in Figure 4.

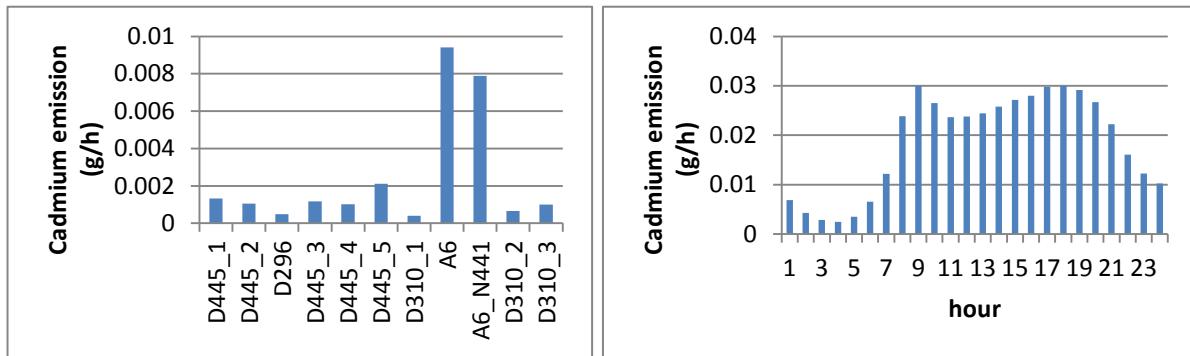


Figure 4. Cadmium emissions (g/h) for each road section at 10 am (left) and hourly profile of daily cadmium emissions due to road traffic in the modelled area (right).

4.3 Atmospheric dispersion

The dispersion of atmospheric pollutants was calculated using the Polyphemus Gaussian dispersion model for a line source (Briant et al., 2011). The Gaussian dispersion formulation for a line source is exact to simulate emissions from road traffic when the wind is perpendicular to the line source and approximations are needed for other wind directions. The Polyphemus model uses a method to reduce the calculation error when the wind direction is not perpendicular to the road.

The model was used to simulate pollutant dispersion from major roadways in the catchment for the period from 2 April 2012 to 3 May 2012. The dataset used contains the following:

1. The coordinates of 4 roads and 1 freeway divided into 11 sections representing a total of 10 km of linear road length.
2. The Cd, Zn, and Pb hourly emission rates associated with traffic for each one of the 11 sections computed with the CopCETE emission model.
3. The receptor locations; the overall receptor grid consists of several rectangular grids of 50 m spacing assigned to each one of the subcatchments.

4. Meteorological data required by the Polyphemus Gaussian model, which include wind speed and direction and cloud coverage. Meteorological variables are based on observations at the nearest measurement station (Orly airport, 8 km from the catchment). The use of the wind speed and direction from a close but different location is appropriate in this case because of the relatively flat terrain.

Figure 5 shows the modelled zinc concentrations (ng/m^3) at ground level on 5 April at 9 am. Only the concentrations located within the catchment are shown. These values correspond solely to traffic emissions, i.e., without background atmospheric concentrations. The concentrations decrease when the distance of the receptor from the road increases. The concentration at each point varies in time depending on traffic and meteorology.

In addition to the emissions associated with traffic from the major roadways, the contribution of emissions associated with local traffic on residential streets and that of background concentrations were also taken into account. The contribution of traffic flow on residential streets was simulated using a box model approach, which implies that those emissions are spatially uniform over the study area. We assumed that advection processes are more important than convection for air pollutant dispersion; therefore, the atmospheric concentrations associated with those emissions are inversely proportional to the wind speed (Benarie; 1967).

Background concentrations were obtained from measurements conducted by Ayrault et al. (2010) near Paris. The average urban background total suspended particulate (TSP) values are 0.393, 15.37 and 45.8 ng/m^3 for Cd, Pb, and Zn, respectively. These background concentrations were assumed to be spatially uniform over the study area and constant in time.

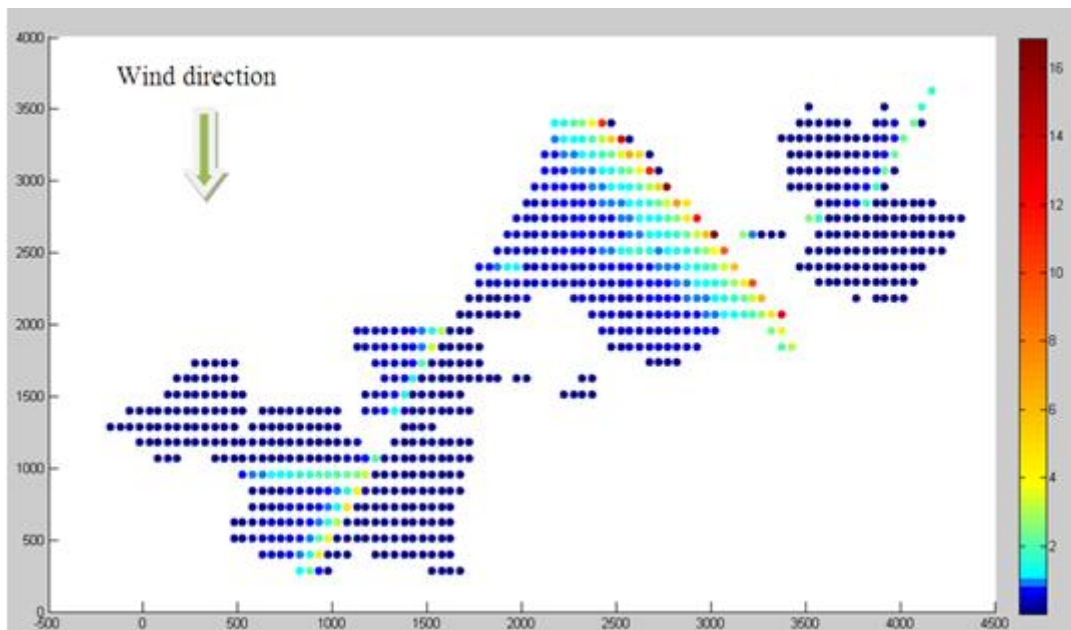


Figure 5. Zinc concentrations (ng/m^3) due to traffic on major roads over the Grigny catchment on 5 April at 9 am on receptor grid (m).

4.4 Atmospheric deposition

Atmospheric deposition occurs via dry processes (i.e., when gas molecules and aerosol particles get into contact with surfaces) and wet processes (i.e., when gases and particles are scavenged by precipitation, mostly by rain). Several studies have experimentally quantified atmospheric deposition

of metals near roadways (Viard et al., (2004); Azimi et al., (2005); Sabin et al., (2006); Loubet et al., (2010)). These studies show that deposition fluxes decrease rapidly as the distance from the roadway increases, which is consistent with the spatial gradient observed for atmospheric concentrations. Theoretical models have been developed for dry deposition (e.g., Zhang et al. (2001), Wesely (2007), Sportisse (2007)) and wet deposition (e.g., Duhanyan and Roustan, 2011). The model formulations presented below follows those of standard theoretical models.

The dry deposition flux is typically computed using the following formulation:

$$F_{dry}(x, y) = V_d \cdot C(x, y, z = 0) \quad (1)$$

where V_d is the dry deposition velocity, which is a function of meteorology, land use, and particle size. The deposition velocities used here were obtained from Roustan (2005). The size distribution of PM_{10} mass emissions from traffic was assumed to be 74% in particles with a diameter less than 1 μm , 10% in particles between 1 and 2.5 μm , and 16% in particles with a diameter between 2.5 and 10 μm . The selected values for the dry deposition velocities of particles in these three size ranges were 0.2, 0.4 and 4 cm/s, respectively. The subcatchments were assumed to have approximately the same land use. The effect of meteorology on dry deposition velocities was not taken into account here and time-average values were used.

Pollutant buildup on the subcatchments' surface is calculated according to the dry deposition flux of each pollutant source (i.e., local traffic, background concentration, traffic on the roads and the freeway), the associated level of traffic and the meteorological situation. 1784 virtual receptors separated by a distance of 50 m from each other and covering the whole catchment were selected (Figure 5). The average deposition over all receptors located in each subcatchment determines the buildup for each hour.

Wet deposition was assumed to be homogeneous over the catchment. The atmosphere over the catchment was assumed to be a well-mixed box with a height of 1000 m corresponding to a typical mixing height. The following formulation then applies.

$$F_{wet} = \frac{E_{total} \cdot \Lambda}{\sqrt{S} \cdot u} \quad (2)$$

where, E , S , u and Λ are the total emission of the pollutant within the domain, the surface of the catchment, the wind speed, and the wet deposition scavenging coefficient, respectively. Λ was calculated following the Andronache (2004) formulation for urban areas.

$$\Lambda = 6.67 \times 10^{-5} I^{0.7} \quad (3)$$

where I is the rain intensity (mm/h). The average pollutant concentration in rainfall can be calculated as the wet deposition flux divided by the precipitation amount over the rain event.

4.5 Water quality

The water quality simulation requires a satisfactory water quantity simulation because pollutant concentrations are highly dependent on the simulated flow rate. The model used to perform the stormwater runoff analysis is SWMM 5 (Rossman, 2010). This model is an open-source modelling software, well adapted to this investigation as it allows rainfall-runoff simulations (quantity and quality) over long periods with short time steps (2 min in this case).

The water quantity modelling for the Grigny catchment is performed using land use and topography data, and is completed by a calibration with a genetic algorithm. The performance of the model is

evaluated by the Nash-Sutcliffe criterion. Details on the model, its setup for the Grigny catchment and the calibration procedure followed are presented by Petrucci *et al.* (2013).

4.5.1 Water data availability and treatments

Continuous measurements of flow rate and turbidity were conducted by SIVOA (Syndicat mixte de la Vallée de l'Orge Aval) at the outlet of the Grigny catchment and are available for the whole year 2012. In this study, 14 rainfall events were selected from 2 April 2012 to 3 May 2012.

Continuous measurements were complemented by chemical analyses on several rainfall events. An automatic sampler measured the different metal concentrations (Cd, Zn, and Pb) of 6 distinct samples of a rainfall event occurred on 5 November 2012 (Table 1). For this rainfall event, the cadmium concentration was beyond the quantification threshold for 4 measurements out of 6.

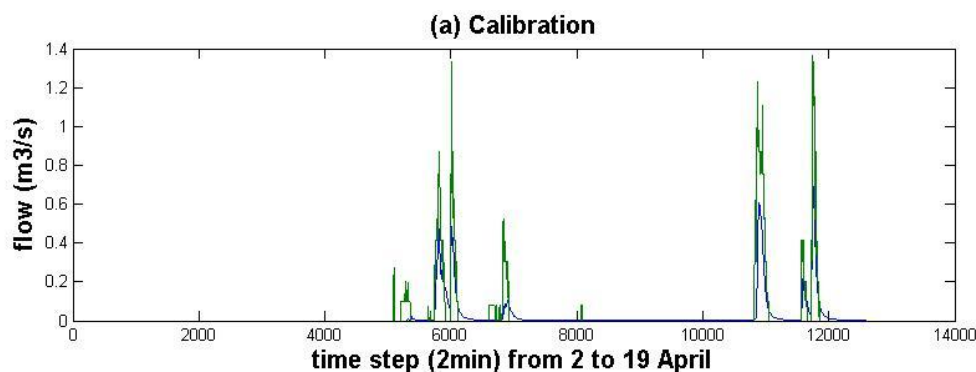
Table 1. Metal concentrations on 5 November 2012 (SIVOA)

Time	TSS (mg/l)	Cd* (µg/l)	Zn (mg/l)	Pb (µg/l)
17 h 44	210	<1	0,24	20,28
18 h 02	103	<1	0,21	14,57
19 h 02	223	1,08	0,26	24,83
20 h 02	191	1,04	0,18	18,58
21 h 02	126	<1	0,12	10,45
23 h 02	66	<1	0,1	9,61

(*). Half the quantification limit (i.e., 0.5 µg/l) was used when Cd concentrations were below the quantification limit.

The “observed” continuous metal concentrations were re-constructed over the period by calculating the total suspended solids (TSS) concentration using the TSS-turbidity relation and the ratio between TSS and metal concentrations obtained by the available samples. The averages of these ratios for 1 are 5.14×10^{-6} µg/l, 0.11×10^{-3} and 1.29×10^{-3} for Cd, Pb, and Zn, respectively. These ratios were used to calculate continuous metal concentrations at the outlet of the catchment.

Water quantity was simulated for 14 rainfall events. Half of the rainfall events (from 2 to 19 April) were used to calibrate the model and half (from 20 April to 3 May) were used for the model validation. Figure 6 compares the simulated flows with continuous measurements. The Nash values are 0.6772 and 0.6063 for calibration and validation, respectively.



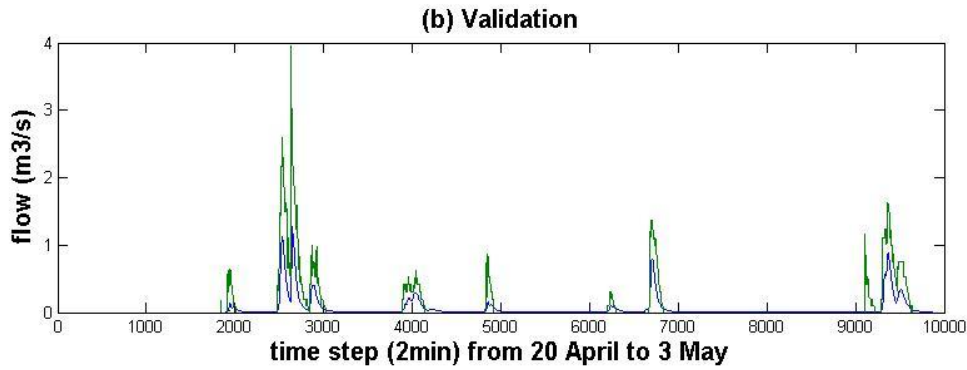


Figure 6. Comparison between simulation (blue line) and measurements (green line) results from 2 April (top, calibration) to 3 May (bottom, validation) at the outlet.

4.5.2 Water quality modelling

Usually water quality simulations include the pollutant buildup during dry periods and washoff during rainfall events. Different mathematical approaches are available to represent the processes governing pollutant accumulation and washoff. In this study, the buildup is obtained from the atmospheric deposition calculations and the power washoff equation can be written as follows:

$$W = E_1 q^{E_2} B \quad (4)$$

where, W is the washoff load (mass per hour), E_1 is the washoff coefficient, E_2 is the washoff exponent, and q is the runoff rate per unit area (mm/hour) and B is the available mass of buildup. Thus, the pollutant washoff load is proportional to the product of runoff raised to some power and to the amount of available pollutants.

The washoff parameters, E_1 and E_2 depend on land use (Cheah 2009). On the basis of the available literature and without further information on the catchment, the chosen values for the parameters are constant average value: $E_1=0.1$, $E_2=1.5$.

Three model simulations were conducted:

- (1) a reference model simulation including all emission sources and the background atmospheric concentrations, based on the model configuration described above
- (2) a model simulation without any traffic emissions from the study area but considering background atmospheric concentrations
- (3) a model simulation with traffic emissions, but with emissions for traffic on major roadways treated as spatially-averaged over the study area, while is defined as the smallest rectangular area covering the catchment and extending up to 1000m from the surface (i.e., within the atmospheric mixing layer).

The results of the reference simulation can be compared to measured concentrations at the catchment outlet. A comparison between the first and second simulation allows one to investigate the contribution of local traffic within the catchment area to stormwater contamination. A comparison between the first and third simulations provides a quantitative assessment of the uncertainty associated with a spatially-averaged treatment of all emissions within the study area compared to the reference simulation where the emissions associated with major roadways are treated explicitly (i.e., spatially distributed).

4.5.3 Comparison of model simulation with measurements

The results presented in Figure 7 show the comparison of metal mass fluxes ($\mu\text{g/s}$) between the simulation and measurements. The rainfall event of 24 April was excluded because the flow rate was not estimated correctly. The average ratios of modeled and measured mass flow rate are 60% for Zn, 49% for Cd, and 13% for Pb. These ratios vary among the fourteen rain events and range from 16 to 95% for Zn, from 7 to 80% for Cd, and from 3 to 27% for Pb. These results show that the impact of atmospheric deposition of zinc and cadmium on water contamination is considerable. However, Zn originates from the corrosion of building materials, which can explain the fact that the simulation concentrations underestimate the measurements (Gromaire et al. 2011). These non-atmospheric sources appear to be the most dominant for Pb emissions since unleaded gasoline is now used in Europe (Gromaire et al. 2011). The results for Cd should be taken with caution because two-thirds of the measurements were below the quantification limit and using half the quantification limit may over or underestimate the actual contaminations.

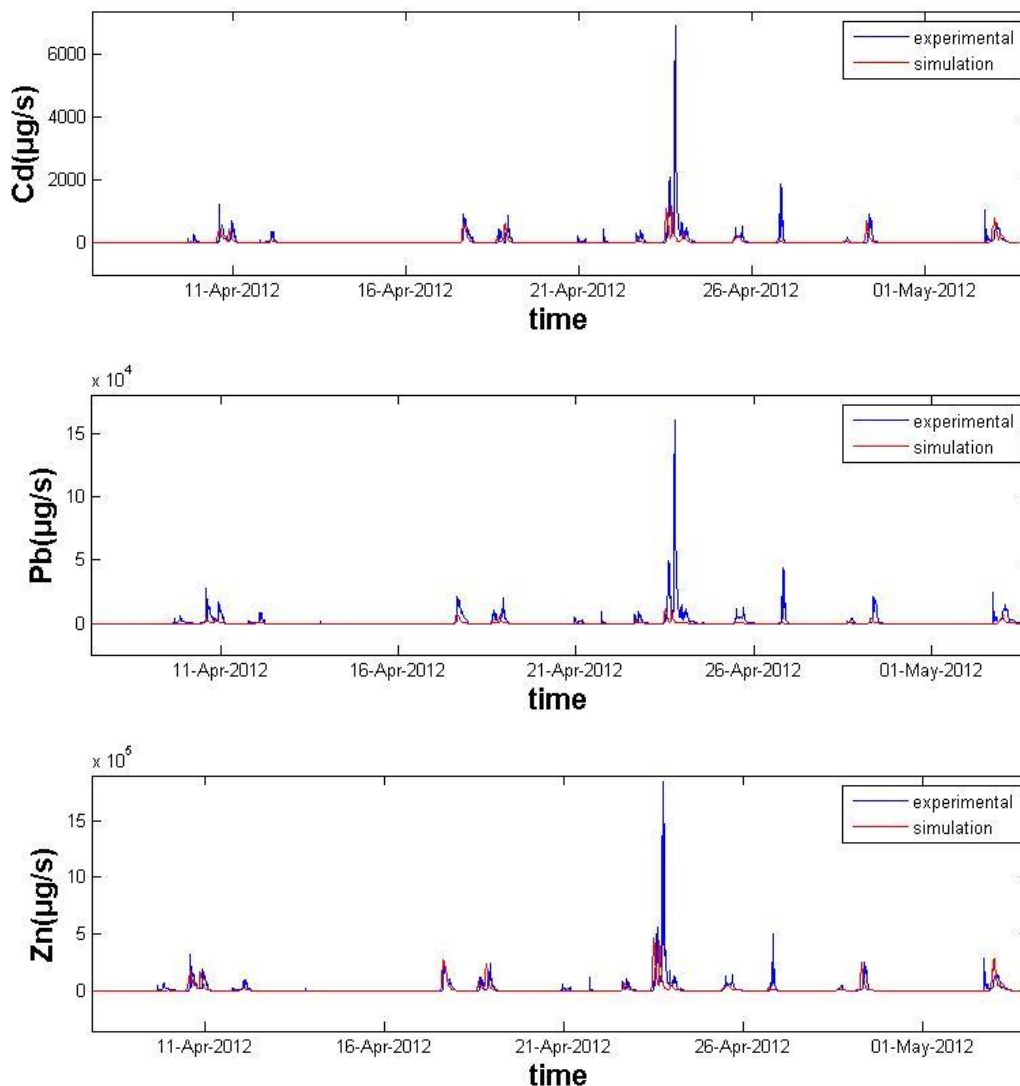


Figure 7. Metal mass flow rates ($\mu\text{g/s}$) at the outlet of the Grigny catchment: simulation results with an explicit treatment of traffic (in red) and experimental results (in blue).

4.5.4 Impact of road traffic in the study area

The comparisons between the simulations with and without considering local traffic within the study area are presented in Figure 8. The comparison of these two cases (with and without traffic) demonstrates a significant effect of local traffic on Cd and Zn mass flow rate, but suggests that local traffic does not contribute significantly to Pb concentrations compared to other sources local traffic contribution 44% of the Zn concentrations on average, with a range of 28 to 67% among the fourteen rain events. For Cd, traffic contributes 84% of Cd in stormwater, with a range of 74% to 94% among rain events. Pb concentrations do not change between the two cases (less than 0.1%).

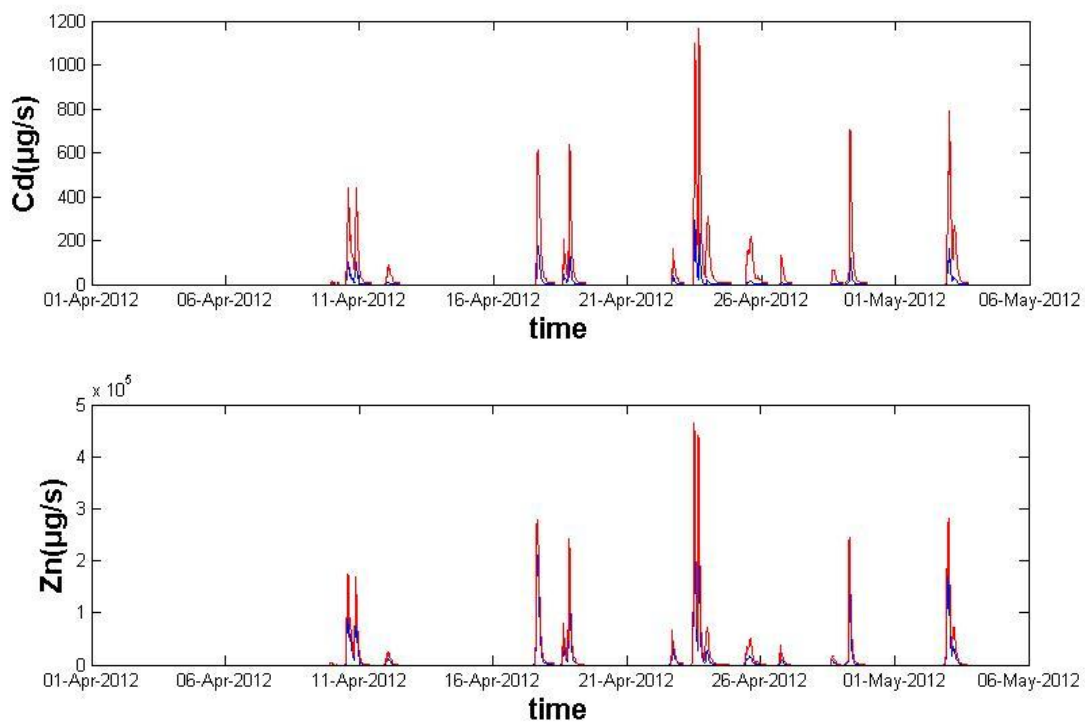


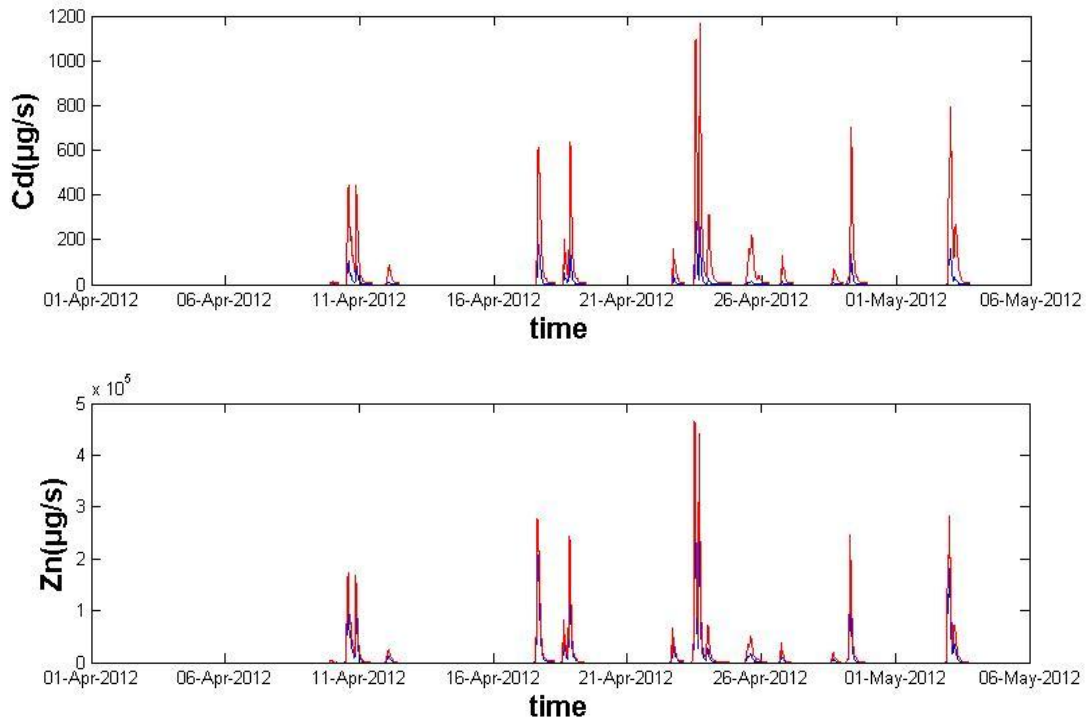
Figure 8. Cd and Zn mass flow rates ($\mu\text{g/s}$) at the outlet of the Grigny catchment with an explicit treatment of traffic (in red) and without traffic in the study area (in blue)., Only the average background concentration was used in the second simulation.

4.5.5 Effect of the spatial representation of traffic on major roadways

The metal concentrations in runoff were simulated by using two different representations of the emissions associated with traffic on major roadways: in the reference simulation, four roadways and one freeway were represented explicitly and their emissions were spatially distributed within a volume covering the study area with a height of 1000m, in the other simulation, the emissions from those major roadways were treated as those from residential streets, that is, they were spatially averaged and treated uniformly over the study area covering the catchment. This comparison provides, therefore, important information on the benefits of using an explicit representation of the emissions of major road traffic.

Figure 9 shows the temporal variation of the concentrations simulated with those two model configurations. The results are very similar to those obtained without local traffic, because the dilution of the traffic emissions within the atmospheric mixing layer over the study area results is a negligible ($\sim 1\%$) perturbation of background atmospheric concentrations. It means that averaging emissions with

1 a box model leads to neglectly the inputs of local traffic sources that have a strong impact on
2 concentration at the catchment outlet. Therefore, metals emitted by traffic between the two
3 simulations demonstrate that it is essential to have a correct spatial representation of those local
4 emission sources.
5
6
7



32 Figure 9. Cd and Zn mass flow rates ($\mu\text{g/s}$) at the outlet of the Grigny catchment with spatially-
33 dsitributed (in red) and spatially-averaged (in blue) traffic emissions.
34
35
36
37

38 5 DISCUSSION

39 This first step into air and water integrated quality modelling shows some limitations that should be
40 overcome in the next few years to make these integrated models more reliable to predict contaminant
41 concentrations in urban waters. First of all, the major drawback of this integrated model chain comes
42 from the different modelling bricks themselves.
43
44

45 In order to simulate the environmental impacts of traffic at the local urban scale, it was necessary to
46 choose the most appropriate modelling tools in terms of computational efficiency, which is a very
47 important point when several models have to be coupled to constitute a modelling chain. Clearly,
48 uncertainties are associated with every component of the modelling chain and some of those are
49 discussed below.
50
51

52 For example, the most widely used air pollution models for calculating the dispersion of vehicle
53 emissions at local scales are Gaussian dispersion models. However, in a densely built environment, the
54 Gaussian dispersion assumption no longer applies and street-canyon models or CFD models may
55 appear more suitable. A comparison between Gaussian dispersion models and more detailed ones as
56 part of a similar modelling chain is an interesting perspective. Furthermore, the background air
57 pollution was treated here in a simple manner, using spatially uniform and temporally constant values
58
59
60
61
62
63
64
65

1 in a box model. A plume-in-grid approach would provide a more comprehensive multi-scale
2 modelling approach to better characterize this urban background in future studies.

3 Moreover, a major scientific stumbling block is that air quality models typically consider only those
4 particles smaller than 10 μm in aerodynamic diameter (PM_{10}) since coarser particles are not regulated.
5 This consideration is inherited from public health concerns and is related to the fact that only PM_{10} and
6 fine particles affect human health. However, the mass of particles greater than 10 μm is significant and
7 is relevant to water quality. Accordingly, it should be taken into account because particles of diameter
8 above 10 μm are measured with the turbidimeter. Further, in an air-water modelling approach, the
9 emission models must be able to estimate the main water pollutants such as total suspended solids
10 (TSS), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), and heavy metals (e.g., Pb, Zn, Cd, and Cu). It is a
11 very restrictive need for emission models because most of them do not include these pollutants (in
12 particular instantaneous models). Moreover, to consider a large number of pollutants and emission
13 phenomena (e.g., including fuel evaporation and non-exhaust particle emissions), the microscopic
14 emission models, which only treat a few pollutants emitted from the vehicle exhaust, have to be
15 complemented with aggregated emission models such as COPERT. However, those models pertain to
16 large temporal scales, thereby leading to a discrepancy in the estimation of traffic emissions at very
17 fine temporal scales.
18
19
20
21

22 At last, water quality can be well described by semi-distributed models such as SWMM, but the
23 approach by subcatchments, adapted to hydrologic considerations, is not necessarily suited for
24 coupling with the air component. The resolution used for the Grigny catchment (average subcatchment
25 size) is about 200 meters, coarser than that of the output from the deposition model. A fully-distributed
26 hydrologic model would offer the advantage of explicitly taking into account distributed land uses and
27 road surface characteristics at a higher resolution, in addition to rainfall characteristics at the scales of
28 the resolution of the atmospheric receptors. Therefore, future work may use a fully distributed model
29 for surface water flow and water quality modelling coupled to a hydraulic model for the urban
30 drainage network.
31
32

33 The second major source of uncertainties in this integrated modelling approach is the lack of data
34 covering the different components of this modelling chain.
35
36

37 For example, to assess the relationship between turbidity and metal concentrations, it would be
38 necessary to consider more measurements of metal concentrations in water at the outlet of the
39 catchment. In fact, the relations between turbidity, TSS and metal concentrations are not simple
40 (Hannouche et al. 2011; Wust et al. 1994). These relations may depend, for instance, on pH, which
41 was not measured for the samples available in this study. Therefore it would be necessary to obtain
42 different samples in different seasons to confirm these results.
43
44

45 Another source of uncertainty in this modelling chain is the estimation of atmospheric deposition
46 fluxes, both wet and dry, because those are strongly dependent on the particle size distributions. In
47 particular, the dry deposition velocity still remains difficult to estimate as a function of particle size,
48 atmospheric conditions and surface types (Roustan 2005) . As this velocity may vary by a factor of 10
49 depending on the particle size, the influence on the simulated water concentrations is surely very high
50 and further work is needed to determine more accurately this parameter accounting for particle size
51 distributions and for the distribution of metals between the different sizes of particles.
52
53

54 **6 CONCLUSION**

55 In this study, we developed, applied and discussed a modelling chain linking road traffic emissions to
56 air and stormwater concentrations. Different models for traffic, emission, atmospheric dispersion and
57 stormwater flow and contamination were presented. This brief review provided the context needed for
58 the selection of the most appropriate models to be coupled in order to implement an integrated and
59
60
61
62
63
64
65

1 efficient modelling system for a simulation of air and water quality in urban areas. This approach was
2 tested on a urban catchment in the Paris region.

3 The effect of traffic impact in the Grigny catchment located in a southern suburb of Paris was studied
4 from 2 April 2012 to 3 May 2012. The Pb concentrations in stormwater runoff due to traffic are
5 negligible. The simulated Zn and Cd concentrations in pollution peaks are commensurate with
6 experimental results at the outlet. Comparison of metal loading from atmospheric deposition under
7 two hypotheses (with and without local traffic) indicates an important contribution of local traffic to
8 Cd and Zn in urban catchments. Further, an explicit representation of major roadways in the catchment
9 area was shown to have a significant effect on simulated mass flow rates and concentrations.

10
11
12 Through this process, we observed several limitations for the simulation of all phenomena (traffic,
13 emission, atmospheric dispersion and stormwater). The main challenges are associated with the
14 consistency between inputs and outputs of the different models constituting the modelling chain,
15 especially the available data, the scale of the problem and its complexity.

16
17
18 The method developed in this work appears very promising in the context of water quality modelling.
19 Currently, pollutant loads are usually calculated from urban land use. Here, the atmospheric loads near
20 heavy-traffic areas appear to be major contributions. Therefore, the traditional approach may need to
21 be reconsidered depending on the configuration of major roadways within the catchment area. These
22 encouraging results may be useful to test different urban scenarios at the time of the design and
23 planning of new urban areas.

24
25
26 To that end, experimental data are needed to calibrate and /or evaluate the different components of the
27 modeling chain. Although reasonable agreements were obtained here between model simulations
28 results and measurements at the catchment outlet, more work is needed to refine this modeling
29 approach and evaluate it over different settings. Furthermore, this work highlights the importance of
30 developing interdisciplinary research programs with strong interactions between modeling and
31 experimental studies.

32 *Acknowledgments*

33
34
35
36 The authors thank the “Ville numérique” and “OPUR” research programs, IFSTTAR and École des
37 Ponts ParisTech/Cerea for their financial support, and SIVOA for providing the data on the catchment,
38 and DRIEA for providing the traffic data.

39 40 41 **REFERENCES**

- 42
43 Andronache C, (2004) Estimates of sulfate aerosol wet scavenging coefficient for locations in the
44 Eastern United States. *Atmospheric Environment* 38, 795–804.
- 45
46 Ayrault S, A Senhou, M. Moskura, A Gaudry (2010) Atmospheric trace element concentrations in
47 total suspended particles near Paris, France. *Atmospheric Environment* 44, 3700-3707.
- 48
49 Azimi S, Rocher V, Garnaud S, Varrault G and Thevenot D.R. (2005) Decrease of atmospheric
50 deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France). *Chemosphere*, (61),
51 645-651.
- 52
53 Benarie M (1967) The simple Box Model revisited. *Atmospheric Environment*, 12, 1929-1930.
- 54
55 Briant, R, Korsakissok I, Seigneur C, (2011). An improved line source model for air pollutant
56 dispersion from roadway traffic. *Atmos. Env.*, 45:4099-4107.
- 57
58
59
60
61
62
63
64
65

- 1 Cheah (2009) Kinematic Wave Modelling of Surface Runoff quantity and Quality for Small Urban
2 Catchments in Sydney. Thesis of University of New South Wales.
- 3 Ntziachristos L, et al (2009) COPERT 4, EMEP/EEA emission inventory guidebook 2009.
- 4
5 Duhanyan N, Roustan Y, (2011), Below-cloud scavenging by rain of atmospheric gases and
6 particulates Atmospheric Environment, Volume 45, Issue 39, P 7201-7217.
- 7
8 Elliott A.H and Trowsdale S.A. (2007) A review of models for low impact urban stormwater drainage.
9 Environmental Modelling & Software, (22), 394-405.
- 10
11 Gromaire MC, Robert-sainte P, Bressy A, Saad M, De Gouvello B, Chebbo G, (2011) Zn and Pb
12 emissions from roofing materials - modelling and mass balance attempt at the scale of a small
13 urban catchment. Source: WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY,
14 Volume: 63 Issue: 11 P: 2590-2597
- 15
16
17 Hannouche A, Chebbo G, Ruban G, Tassin B, Lemaire BJ, Jonnais C, (2011) Relationship
18 between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system.
19 Source: WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY, Volume: 64 Issue: 12 P: 2445-2452.
- 20
21 Hatzopoulou, M, and E.J. Miller (2010) Linking an activity-based travel demand model traffic
22 emission and dispersion models: Transport's contribution to air pollution in Toronto. Transport and
23 Environment. Volume 16, Issue 6, P. 316-325.
- 24
25
26
27 Holmes N.S, Morawska L, (2006) A review of dispersion modelling and its application to the
28 dispersion of particles: An overview of different dispersion models available. Atmospheric
29 Environment. Volume 40, Issue 30, Pages 5902–5928.
- 30
31
32 Hugrel C, Joumard R, (2004) French fleet composition (1970-2025). Report: LTE n°0420, 2004.
33
34 <http://noehumanist.net/ur/lte/publi-autresactions/notedesynthese/hugrel-dossier/Rapport1.pdf>
- 35
36 Ken M.U, Kreider M.L, Panko M.J, (2013) Comparison of Tire and Road Wear Particle
37 Concentrations in Sediment for Watersheds in France, Japan, and the United States by Quantitative
38 Pyrolysis GC/MS Analysis. Environ. Sci. Technol., Article ASAP DOI: 10.1021/es400871j.
- 39
40 Jacobson, M.Z, (2005) Fundamentals of Atmospheric Modeling, 2nd edition, Cambridge University
41 Press.
- 42
43 Lim L.L, Susan J. Hughes, Emma E Hellawell, (2005) Integrated decision support system for urban air
44 quality assessment, Environmental Modelling & Software 20 947-954.
- 45
46 Loubet et al. (2010) Concentrations and deposition of pollutants in the vicinity of a highway near
47 Paris. final report, Programme PRIMEQUAL 2 / PREDIT.
- 48
49
50 Pay, M.T, P. Jiménez-Guerrero, J.M. Baldasano (2011) Implementation of resuspension from paved
51 roads for the improvement of CALIOPE air quality system in Spain, Atmos. Environ. 45, 802-807.
- 52
53 Petrucci G, Rioust E, Deroubaix J-F., Tassin B, (2013) Do stormwater source control policies deliver
54 the right hydrologic outcomes? Journal of Hydrology, Vol. 485, 188-200.
- 55
56
57 Rossman L (2010) Storm water management model user's manual version 5.0. report no. epa/600/r-
58 05/040. Technical report, U.S. EPA National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati,
59
60
61
62
63
64
65

OH. http://www.epa.gov/nrmrl/wswrd/wq/models/swmm/epaswmm5_user_manual.pdf accessed 8 June 2011.

- 1
2
3
4 Roustan. Y, (2005) Modélisation de la dispersion atmosphérique du mercure, du plomb et du cadmium
5 l'échelle européenne. PhD thesis of l'École Nationale des Ponts et Chaussées (in Franch).
6
7 Sabin L.D, Lim J.H, Stolzenbach K.D, Winer A.M, and Schiff K.C (2005) Contribution of trace
8 metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment.
9 Water Research, (39), 3929–3937
10
11 Sabin L.D, Lim J.H, Venezia M.T, Winer A.M, Schiff K.C, and Stolzenbach K.D (2006) Dry
12 deposition and resuspension of particle-associated metals near a freeway in Los Angeles. Atmos.
13 Environ, (40), 7528-7538.
14
15 Schmidt M, Schäfer R.-P, (1998) An integrated simulation system for traffic induced air pollution.
16 Environmental Modelling & Software 13, 295-303.
17
18 Seinfeld, J.H and S.N. Pandis (2006) Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to
19 Climate Change, 2nd edition, John Wiley & Sons.
20
21 Smit R, Ntziachristos L, Boulter paul,. (2010) Validation of road vehicle and traffic emission models –
22 A Review and meta-analysis. . Atmospheric Environment, Volume 44, Issue 25, Pages 2943–2953.
23
24 Sportisse, B, (2007) A review of parameterizations for modelling dry deposition and scavenging of
25 radionuclides. Atmospheric Environment, (41), 2683-2698.
26
27 Sportisse, B (2009) Fundamentals in Air Pollution: from processes to modeling, Springer.
28
29 Thorpe A, and Harrison R.M (2008) Sources and properties of non-exhaust particulate matter from
30 road traffic: A review. *Science of the total environment*, (400), 270-282.
31
32 Viard, B, Pihan F, Promeyrat S and Pihan J.C, (2004) Integrated assessment of heavy metal (Pb, Zn,
33 Cd) highway pollution: bioaccumulation in soil, Graminaceae and land snails. Chemosphere, (55),
34 1349-1359.
35
36 Wesely M.L and Hicks B.B,(2000) A review of the current status of knowledge on dry deposition,
37 Atmospheric Environment, Vol. 34, pp 2261-2281.
38
39 Wust W, Kern U, Herramanner R, (1994), Streer wash-off behaviour of heavy-metals, polyaromatic
40 hydrocarbons and nitrophenols. Source: SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT,
41 Volume: 147 P: 457-463.
42
43 Zhang L, S. Gong, J. Padro, L.Barrie, (2001) A size-segregated particle dry deposition scheme for an
44 atmospheric aerosol module. Atmospheric Environment 35 (2001) 549-560.
45
46 Zanetti P, (1990) Air pollution modelling: theories, computational methods, and available software .
47 Computational Mechanics Publications.
48
49 Zoppou C, (2001) Review of urban storm water models. Environmental Modelling and Software (16),
50 195-231.
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

1
2
3
4
5
6
7
8
9
10
11
12
13
14
15
16
17
18
19
20
21
22
23
24
25
26
27
28
29
30
31
32
33
34
35
36
37
38
39
40
41
42
43
44
45
46
47
48
49
50
51
52
53
54
55
56
57
58
59
60
61
62
63
64
65

1 **Modelling the fate of nonylphenolic compounds in**

2 **the Seine River - part 1: determination of *in-situ***

3 **biodegradation rate constants**

4 Mathieu Cladière¹, Céline Bonhomme¹, Lauriane Vilmin², Johnny Gasperi¹, Nicolas Flipo² and Bruno Tassin¹

5 ¹: *Université Paris-Est, LEESU (UMR MA 102), UPEC, UPEMLV, ENPC, AgroParisTech, 94010 Créteil*

6 ²: *MINES ParisTech, Geosciences Department, 35 rue Saint-Honoré, 77305 Fontainebleau*

7 Corresponding authors: mathieu.cladiere@leesu.enpc.fr; gasperi@u-pec.fr

8 **Abstract**

9 Assessing the fate of endocrine disrupting compounds (EDC) in the environment is currently a key issue for
10 determining their impacts on aquatic ecosystems. The 4-nonylphenol (4-NP) is a well known EDC and results
11 from the biodegradation of surfactant nonylphenol ethoxylates (NPnEO). Biodegradation mechanisms of NPnEO
12 are well documented but their degradation rate constants have been mainly determined through laboratory
13 experiments.

14 This study aims at evaluating the *in-situ* biodegradation of 4-NP, nonylphenol monoethoxylate (NP₁EO) and
15 nonylphenolic acetic acid (NP₁EC). Two sampling campaigns were carried out on the Seine River in July and
16 September 2011, along a 28 km-transect downstream Paris City. The field measurements are used for the
17 calibration of a sub-model of NPnEO biodegradation, included into a hydro-ecological model of the Seine River
18 (ProSe). The timing of the sampling is based on the Seine River velocity in order to follow a volume of water.
19 Based on our results, biodegradation rate constants of 4-NP, NP₁EO and NP₁EC for both campaigns are
20 evaluated. Biodegradation rates vary greatly. Although the biodegradation rate constants in July are especially
21 high (higher than 1 d⁻¹), those obtained in September are lower and consistent with the literature. This is
22 probably due to the biogeochemical conditions in the Seine River. Indeed, the July sampling campaign took
23 place at the end of an algal bloom leading to an unusual bacterial biomass while the September campaign was
24 carried out during common biogeochemical status. Finally, the uncertainties on measurements and on the
25 calibration parameters are estimated through a sensitivity analysis.

26 This study provides relevant information regarding the fate of biodegradable pollutants in an aquatic
27 environment by coupling field measurements and a biogeochemical model. Such data may be very helpful in the
28 future to better understand the fate of nonylphenolic compounds or any other pollutants at the basin scale.
29

30 *Keywords:*

31 *Nonylphenol and nonylphenol ethoxylates, biodegradation rate constant, endocrine disrupting compounds*
32 *modelling, surface water*

1. Introduction

Over the last 20 years, the scientific community paid a special attention to endocrine disrupting compounds (EDC) due to their toxicity on aquatic wildlife (Petrovic *et al.*, 2004). Among these compounds, the nonylphenol ethoxylates (NPnEO), and especially the 4-nonylphenol (4-NP), are of prime interest since concentrations of several hundred nanogrammes per liter were measured in all environmental and urban waters (Giger *et al.*, 1984; Ahel *et al.*, 1994). 4-NP is more estrogenic and more toxic than NPnEO (Soto *et al.*, 1991). Jugan *et al.* (2009) and Fenet *et al.* (2003) have reported the role played by the 4-NP in the estrogenic activity occurring in both surface water and sediment compartments. Due to its toxicity, the 4-NP have been included in the list of the 33 priority pollutants in the European water framework Directive 2000/60/EC (European Commission, 2000). More recently the European Directive 2008/105/EC established the environmental quality standard for 4-NP at 300 ng/L in surface water (European Commission, 2008). The 4-NP mainly originates from the biodegradation of NPnEO (readily biodegradable compounds) which are used as non-ionic surfactants in many industrial and domestic applications. The worldwide production of NPnEO reached 500,000 tons in 2000 and is decreasing because of regulations (Ying *et al.*, 2002). The biodegradation pathways of NPnEO are currently well known (John and White, 1998; Jonkers *et al.*, 2001; Giger *et al.*, 2009). Basically, the NPnEO can be biodegraded into 4-NP through an oxidative pathway leading to nonylphenolic acids (e.g. nonylphenol acetic acid: NP₁EC) as biodegradation intermediates, or through a non-oxidative pathway leading to short chain nonylphenol ethoxylates (e.g. nonylphenol mono ethoxylates: NP₁EO) as intermediates (Giger *et al.*, 2009). Finally, the 4-NP can be mineralized under well oxygenated conditions (Gabriel *et al.*, 2005). The biodegradation rate constants of NPnEO have been mostly determined through bioreactor laboratory experiments (Staples *et al.*, 2001; Jurado *et al.*, 2009; Karahan *et al.*, 2010). However, such experiments fail to represent the complexity of freshwater ecosystems, including the spatial and temporal heterogeneity and the numerous biological, physical and chemical parameters which may interfere with the dynamics of the NPnEO degradation. Jurado *et al.*, (2009) used NPnEO mixture as the sole source of carbon for microorganisms and found biodegradation rate constants of NPnEO about 0.2 h⁻¹, while Staples *et al.*, (2001) used synthetic river water to perform a river die-away experiment (closer to *in-situ* conditions) and found biodegradation rate constants ranging from 0.04 d⁻¹ to 0.10 d⁻¹ for NP₉EO and from 0.08 to 0.09 d⁻¹ for 4-NP. The difficulty to assess the NPnEO concentrations and their biodegradation relies in the fact that there is a lack of commercial pure reference standards which can be used for a reliable

1 analysis, and that various commercial mixtures exist with different chain lengths according to their use
2 (Ayorinde *et al.*, 1999).

3 To date, only one study focuses on the determination of *in-situ* biodegradation rate constants of NPnEO and
4 4-NP based on a hydrodynamic and biogeochemical model (Jonkers *et al.*, 2005). However, these biodegradation
5 rate constants have to be confirmed since:

- 6 i) *In-situ* biodegradation was determined in estuarine saline water. Authors suggest that biodegradation
7 may significantly change in freshwater;
- 8 ii) The knowledge of biodegradation pathways has been updated; NP₁EC is now recognized as a
9 biodegradation precursor of 4-NP (Montgomery-Brown *et al.*, 2008; Giger *et al.*, 2009).

10 Thus, it is crucial to assess the *in-situ* biodegradation of short chain nonylphenol and 4-NP in surface water in
11 order to evaluate their environmental fate and their impact on aquatic wildlife surrounding heavily urbanized
12 area such as the Seine River downstream of Paris, France.

13 A global project on modelling NPnEO was launched in 2009. The first part aims at evaluating the biodegradation
14 rate constants; the second aims at modelling the fate of nonylphenolic compounds at the annual scale in order to
15 validate the parameters calibrated in the first part and forecast future profiles of the Seine River. This study deals
16 with the first part of the NPnEO modelling project, while the second part is handled in a companion paper with
17 the simulation of annual time series of NPnEO and 4-NP concentrations for a reference year (2010) in the Seine
18 River. At last, a forecast of nonylphenolic compound concentrations in the Seine River is attempted for the 21st
19 century according to global changes scenarios (Cladière *et al.*, 2013a).

20 Therefore the goal of this first part is to determine the *in-situ* biodegradation rate constants of 4-NP, NP₁EC and
21 NP₁EO in the Seine River. To achieve this goal, two sampling campaigns are carried out and the data are used to
22 calibrate a hydro-ecological model implemented for the Seine River. A special attention has been paid to the
23 small scale spatial and temporal variabilities of the concentrations which are firstly *in-situ* assessed and then
24 used in the model calibration procedure. Finally, the sensitivity analysis of the model to the biodegradation
25 parameters is performed based on an approach “one factor at a time” (OFAT).

26 The biodegradation parameters are then validated in the companion paper according to 11 monthly sampling
27 campaigns carried out in 2010 at 3 sites on the Seine River and the Oise River as well as the effluent of the
28 largest WWTP of the Parisian Metropolitan Area (Cladière *et al.* 2013a).

1 **2. Materials and methods**

2 **2.1. Study site**

3 This study focuses on the Seine River, downstream of Paris City (annual average flow in Paris = 300 m³/s,
4 120 m³/s in summer). The investigated transect of the Seine River is 28 km long from Maisons-Laffite to Triel-
5 sur-Seine (Fig.1).

6 Figure 1

7 Four sampling sites are considered along this transect (Maisons-Laffite, Conflans-s^t-Honorine, Poissy and
8 Triel-sur-Seine) and two for the effluents of Seine Aval Waste Water Treatment Plant (WWTP) and the Oise
9 River (Fig.1).

10 This transect is selected based on two major criteria. First, there are only two significant tributaries in the Seine
11 River between Maisons-Laffite and Triel-sur-Seine, i.e. the effluents of Seine Aval WWTP and the Oise River
12 (Fig.1). The Seine Aval WWTP is the biggest treatment plant of the Parisian Metropolitan Area and treats
13 approximately 1,666,000 m³ per day (70 % of Parisian wastewater) with an average effluent flow of 19 m³/s. The
14 Oise River is one of the largest tributaries of the Seine River with an average discharge flow of 95 m³/s (30 m³/s
15 in summer). These two inflows account for 30 % to 40 % of the Seine River flow at Triel-sur-Seine during low-
16 flow conditions. The small number of lateral inflows along this transect simplifies the determination of the
17 boundary conditions for the modelling procedure. The second criterion is the distance between Maisons-Laffite
18 and Triel-Sur-Seine. According to the average Seine River velocity (≈ 0.15 m/s) during low-flow conditions
19 (< 150 m³/s), the transit time along this transect is approximately 60 h. This duration is similar to the half-lives
20 of 4-NP and NPnEO found in the literature: between 2 and 7 days (Staples et al., 2001; Jonkers et al., 2005).

21 **2.2. Sampling campaigns**

22 Two sampling campaigns were carried out in July and September 2011. These campaigns are designed to acquire
23 data for the calibration of the ProSe model and the assessment of biodegradation rate constants of nonylphenolic
24 compounds in the Seine River. The timing of the sampling is estimated according to the Seine River flow
25 velocity in order to collect samples in the same water volume from Maisons-Laffite to Triel-sur-Seine
26 (Lagrangian approach). The Seine River velocity is simulated using the hydrodynamic module of the ProSe
27 model (see section 2.3), with measured upstream boundary conditions (national discharge gauging station
28 located in Paris City). The description of the sampling campaigns (kilometre points, hours of sampling and

1 flows) are provided in Table 1. The sampling campaigns were exclusively carried out under dry weather
2 conditions in order to ensure that the Seine Aval WWTP and the Oise River are the sole lateral inflows (no wet
3 weather sources). Due to an unexpected rain event, the July campaign was stopped at Poissy (45 h).

4 Table 1

5 Samples are collected from bridges in the middle of the river with 2 L glass bottles. The analytical protocol is
6 described in details by Cladière *et al.*, (2013b). Briefly, the water samples are filtered through a 0.45 µm porosity
7 glass fiber filter (GF/F, Whatmann). Only the dissolved phase is kept and analyzed as the suspended particles
8 account approximately for 5 % of total concentrations of NP₁EO, NP₁EC and 4-NP within the Seine River
9 (Cladière *et al.*, 2010). After a spiking with a surrogate mixture (octylphenol-d17, NP₁EO-d2), 250 mL of
10 dissolved phase is extracted by solid phase extraction on OASIS[®] HLB cartridges (200 mg/6 mL; Waters[®]).
11 Finally, the extracts are analyzed by means of an ultra-performance liquid chromatography coupled to a tandem
12 mass spectrometer (UPLC-MS-MS; Waters[®]) using an internal standard mixture (linear compounds: 4-nNP,
13 nNP₁EO and nNP₂EC). Based on this analytical protocol, the concentrations of 4-NP, NP₁EC and NP₁EO are
14 quantified for surface water and WWTP effluents. Given that no pure standard is commercially available for
15 NP₃EO to NP₁₅EO, only semi-quantitative analyses are performed for these compounds. A semi-quantitative
16 analysis does not provide the real value of compound concentration but a concentration equivalent value
17 proportional to the real concentration (the factor is not known because of the lack of pure standard). For each *n*
18 (from 3 to 15), dividing the NP_{*n*}EO peak area by the peak area of the relative internal standard nNP₁EO give the
19 concentration equivalent of the NP_{*n*}EO. These concentration equivalent values enable comparisons from one site
20 to another but not between compounds (e.g. the factor of proportionality of NP₃EO is different from that of
21 NP₁₅EO).

22 2.3. Modelling tool: the ProSe model

23 The hydrodynamic and biogeochemical model ProSe was firstly developed to simulate the impacts of human
24 activities on nitrogenous and phosphorous pollutions in the Seine River and its tributaries (Even *et al.*, 1998;
25 Flipo *et al.*, 2007; Even *et al.*, 2007). [All mathematical equations used by the ProSe model to simulate the river
26 flowing, pollutant advection and other biogeochemical parameters are provided by Even *et al.* \(1998\).](#) For this
27 study the biogeochemical module is updated to take into account the biodegradation pathways of NP_{*n*}EO
28 following Giger *et al.*, (2009) scheme (Fig. 2).

29 Figure 2

1 In the Figure 2, the constants K_1 , K_1' and K_2 only represent the biotransformation of NP_1EO or NP_1EC into their
2 products (NP_1EC or 4-NP). On the contrary, K_3 represent the global disappearing of 4-NP due to biodegradation,
3 volatilisation and adsorption onto particles.

4 Assuming first-order kinetics (Jonkers *et al.*, 2003; Jurado *et al.*, 2009), the biodegradation rate constants K_1 ,
5 K_1' , K_2 and the kinetics K_3 are calibrated using a trial-error procedure to optimise the matching of the modelled
6 longitudinal profiles of 4-NP, NP_1EO and NP_1EC with the measured ones. Jonkers *et al.* (2005) suggest, during
7 the sensitivity analysis of their model, that the sorption onto particles have a very limited influence on the fate of
8 nonylphenolic compounds in estuarine water. Indeed, set sorption to 0 or multiply their optimum value by 5 lead
9 to small variations of NP_1EO and NP_1EC concentrations. In addition, Cladiere *et al.* (2010) showed that the
10 particulate concentrations of nonylphenolic compounds account for less than 5% of the total concentration.
11 Therefore, the sorption onto particles of NP_1EO and NP_1EC has been considered as negligible. Similarly to
12 Jonkers *et al.* (2005), the water-air exchange of the nonylphenolic compounds (except for 4-NP) has been
13 considered as insignificant due to very low Henry's constants (e.g. NP_1EO and $NP_2EO \approx 0.0003 \text{ Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mole}$).

14 Consequently, three equations are implemented in the biogeochemical module of the ProSe model:

$$\frac{d[NP_1EO]}{dt} = -K_1 [NP_1EO] - K_1' [NP_1EO] + \text{precursor inputs} \quad \text{Equation 1}$$

$$\frac{d[NP_1EC]}{dt} = +K_1' [NP_1EO] - K_2 [NP_1EC] + \text{precursor inputs} \quad \text{Equation 2}$$

$$\frac{d[4-NP]}{dt} = +K_1 [NP_1EO] + K_2 [NP_1EC] - K_3 [4-NP] \quad \text{Equation 3}$$

15
16 Due to the lack of suitable information for NP_1EO degradation and in order to reduce the number of parameters
17 to calibrate, we assume that the oxidation and the biodegradation of NP_1EO are equal ($K_1 = K_1'$). Moreover, data
18 on long chain nonylphenol ethoxylates are scarce and their biodegradation rate constants are not determined. The
19 semi-quantitative analyses reveal that the effluent of Seine Aval WWTP is from 2 (NP_3EO) to 11 (NP_8EO) times
20 more concentrated than the upstream of the Seine River. In addition, by comparing the concentration equivalents
21 found at Poissy to the expected ones (combining of Conflans-s^t-Honorine and the Oise River), discrepancies of
22 -39 % (NP_3EO) to -64 % (NP_8EO) are noticed. These discrepancies give evidence of the disappearance of these
23 compounds in the Seine River due to biodegradation processes. In order to take into account the biodegradation
24 of long chain ethoxylates within the Seine River, "precursor inputs" terms are considered in the ProSe model
25 scheme as linear sources, also being calibrated during the calibration process (Equations 1 and 2). These
26 precursor inputs symbolise the appearing of NP_1EC or NP_1EO along the studied transect due to the

1 biodegradation of long chain compounds and they are expressed in nanogram per liter of water and per day
2 (ng/L/d).

3 The scheme in Fig. 3 shows the layout and input parameters of the model. In the ProSe model, it is necessary to
4 define the boundary conditions such as the upstream river flow (national discharge gauging station) and the
5 upstream compound concentrations [C] (field measurements). The biodegradation rate constants and precursor
6 inputs are calibrated according to the concentrations at Conflans-s^t-Honorine, Poissy and Triel-sur-Seine.

7 Figure 3

8 **2.4. Sampling strategy for determining small scale spatial and temporal** 9 **variabilities**

10 Small scale variabilities are crucial since they have a direct impact on the calibration process and the assessment
11 of the biodegradation rate constants (Beven, 2010). The spatial and temporal variabilities of 4-NP, NP₁EC and
12 NP₁EO concentrations are assessed at Conflans-s^t-Honorine (during September campaign) as depicted in Fig. 4
13 and are assumed to be representative of variabilities along the whole Seine River transect.

14 Figure 4

15 For the assessment of the spatial variability, samplings are performed simultaneously at the left bank, in the
16 middle and the right bank of the Seine River, while two additional samples in the middle are collected with a 10-
17 min interval to assess the temporal variability. The relative standard deviations (%RSD) are used to assess the
18 spatial (Left bank, Middle and Right bank) and temporal (Middle 1, 2 and 3) variabilities. The analytical
19 repeatability is assessed by means of multiple extractions and UPLC-MS-MS analyses and the results are
20 provided by Cladière *et al.*, (2013b) (4-NP: 7 % , NP₁EC: 4 % and NP₁EO: 14 %).

21 **3. Results**

22 **3.1. Small scale variabilities**

23 Table 2 exhibits the concentrations of 4-NP, NP₁EC and NP₁EO within the Seine River as well as small scale
24 spatial and temporal variabilities.

25 Table 2

26 The concentrations of 4-NP and NP₁EC found in the Seine River (\approx 100 ng/L) are far higher than their limits of
27 quantification (4-NP: 24.5 ng/L; NP₁EC: 1.7 ng/L) except for NP₁EO (NP₁EO: 9.8 ng/L). The repeatability is

1 taken into account in the assessment of spatial and temporal variabilities by selecting the highest value between
2 the relative standard deviation of samples and the analytical repeatability. The small scale variabilities (sum of
3 spatial and temporal) of 4-NP, NP₁EC and NP₁EO concentrations in the Seine River reach respectively 14 %,
4 11 % and 37 %. These results provide quantification errors due to the sampling protocol, which are usually not
5 reported in most of articles dealing with pollutants in receiving surface water.
6 The sampling strategy is thus applicable to 4-NP and NP₁EC measurements, but is less accurate for NP₁EO.
7 Therefore, the variabilities on Seine River profiles are plotted as error bars for the measured concentrations. In
8 addition, the variabilities on boundary conditions are considered on the modelled profiles.

9 **3.2. Biodegradation rate constants**

10 The concentrations of 4-NP, NP₁EC and NP₁EO found in the Seine and Oise Rivers and the effluents of Seine
11 Aval WWTP as well as the biogeochemical parameters (water temperature, dissolved organic carbon (DOC),
12 dissolved oxygen and pH) are exhibited in Table 3. All concentrations found during July and September
13 sampling campaigns are consistent with the literature and previous results found in the Seine River (Jonkers *et*
14 *al.*, 2009; Loos *et al.*, 2010; Cladière *et al.*, 2013b). The concentrations found during July in the Seine River are
15 higher than those found during September, mainly due to the significant higher concentrations of Seine Aval
16 WWTP and the Oise River (Table 3). Whatever the sampling campaign, no exceedance of the European Quality
17 Standard (300 ng/L) is observed along the 28 km transect of the Seine River even downstream of Seine Aval
18 WWTP.

19 **Table 3**

20 Before calibrating the biodegradation rate constants in the Seine River, a first simulation is performed
21 considering nonylphenolic compounds as a conservative tracer for July and September campaigns. Results (data
22 not shown) underscore that the modelled trends do not fit the observed ones indicating that only physical
23 processes (transport and lateral inflows) do not explain the fate of 4-NP, NP₁EC and NP₁EO along the Seine
24 River.

25 Biodegradation rate constants and precursor inputs are, thereafter, calibrated (Fig 5). Based on the disappearance
26 of long chain nonylphenol ethoxylate along the Seine River (revealed by semi-quantitative analyses), the
27 precursor inputs are assumed to decrease along the simulated transect (Table 4). The highest precursor inputs are
28 estimated close to the Seine Aval discharge and decrease until Triel-sur-Seine following natural logarithm shape

1 representative of first-order kinetics (Table 4). In parallel, small scale variability intervals are used to assess
2 uncertainties around the optimal values of biodegradation rate constants.

3

4

Figure 5

5 Table 4 shows the minimum, optimal and maximum biodegradation rate constants as well as precursor inputs for
6 July and September sampling campaigns.

7

Table 4

8 For July, Table 4 discloses high values for K_2 (3.14 to 3.47 d^{-1}) and K_3 (2.38 to 2.75 d^{-1}). These rate constants are
9 far higher than those reported by Jonkers *et al.*, (2005) in the Rhine estuary and Staples *et al.*, (2001) in
10 laboratory batch reactor (Table 4). In parallel, the precursor inputs were estimated between 7.84 ng/L/d and
11 3.44 ng/L/d for NP₁EC and between 0.4 ng/L/d and 0.06 ng/L/d for NP₁EO. In the case of NP₁EC, the total
12 precursor flux along the Seine River transect (33.6 g/d) accounts for 10 % of the upstream load (370 g/d) and
13 only for 2.4 % of the Seine Aval input (1,480 g/d) which means that they are not main sources of NP₁EC and
14 NP₁EO into the Seine River. However, the precursors inputs are crucial in the fate of NP₁EC and NP₁EO since
15 neglect them during the calibration process does not allow a good fit between modelled and observed profiles.

16 Calibration parameters for the September campaign are much lower (Table 4). Mean values of K_2 and K_3 are
17 respectively 17 and 33 times lower than those estimated for the July campaign. In parallel, the maximum
18 precursor inputs for NP₁EC drops by a factor 26. The decreases of K_2 , K_3 and NP₁EC precursor inputs suggest
19 that the aerobic biodegradation was significantly higher in July compared to September. Moreover, the rate
20 constants estimated in September are consistent with the literature (Jonkers *et al.*, 2005; Staples *et al.*, 2001).

21 The July and September sampling campaigns enable to calibrate of biodegradation rate constants but not to
22 validate them. Validation of the parameter sets is done at the annual scale based on 11 monthly sampling
23 campaigns performed at the Maisons-Laffitte, Seine Aval WWTP effluent, the Oise River and Meulan
24 (downstream Triel-sur-Seine). The validation is provided in the companion paper: “Modelling the fate of
25 nonylphenolic compounds in the Seine River - part 2: assessing the impact of global change on daily
26 concentrations” (Cladière *et al.* 2013a).

1 **4. Discussion**

2 **4.1. Influence of biogeochemical conditions of the Seine River**

3 In order to understand the significant differences between July and September, the biogeochemical conditions of
4 the Seine River are examined (e.g. temperature, pH, chlorophyll a, dissolved O₂, Seine River flow). Manzano *et*
5 *al.*, (1999) highlight the impact of temperature on biodegradation rates of nonylphenolic compounds and report
6 that the higher the temperature, the higher the biodegradation rate. Water temperature is similar in July (21°C)
7 and September (20°C) and cannot explain such differences of the biodegradation rate constants. Furthermore,
8 pH, conductivity, meteorological and hydrological conditions of the Seine River were quite similar during both
9 campaigns.

10 Chlorophyll a concentrations are continuously monitored in the middle of the considered transect and exhibit
11 high values (up to 20 µg/L representative of an algal bloom in the Seine River) one week before the July
12 sampling campaign (data not shown). On the contrary, during September, low concentrations of chlorophyll a
13 (\approx 5 µg/L) are noticed.

14 The link between an algal bloom and the growth of heterotrophic bacteria has been reported by Kisand and
15 Noges, (1998) in lake Vortsjarv (Estonia) and by Hygum *et al.*, (1997) for laboratory experiments. Both studies
16 reported a significant increase of the bacteria growth during the decline of an algal bloom. [The high activity of
17 heterotrophic bacteria is also visible on dissolved O₂ since the concentrations measured in July are close to
18 4 mg/L and saturation about 75 % while in September the concentration are far higher at 9 mg/L and saturation
19 at 100 % \(Table 3\).](#) Based on this conclusion, the decline of the algal bloom during the July campaign favours
20 the increase of heterotrophic bacterial biomass, and consequently enhances the biodegradation of organic matters
21 such as nonylphenolic compounds since Corvini *et al.*, (2006) reported that various environmental bacteria
22 species can biodegrade them. Thus, in July the half-life times of 4-NP and NP₁EC vary between 5 and 7 hours,
23 while in September they are longer and reach 7 days. The half-life time of NP₁EO remains constant in July and
24 September and is close to 2 days.

25 Finally, the differences between July and September campaigns suggest that the bacterial biomass of the Seine
26 River influences the oxidative biodegradation of NPnEO (K₂, K₃, NP₁EC precursors inputs), especially after an
27 algal bloom. The first-order kinetic approach used in this study seems reliable to describe a punctual state of
28 biodegradation in the Seine River (constant bacterial biomass) but does not take into account the variabilities
29 generated by the fluctuation of bacterial biomass. In order to clarify the impacts of heterotrophic bacteria on

1 nonylphenolic compounds biodegradation, further studies should focus on coupling the modelling of NPnEO
 2 biodegradation and bacterial biomass using biogeochemical models such as ProSe.
 3 In contrast, the non oxidative biodegradation of NPnEO is not impacted by the heterotrophic bacterial biomass of
 4 the Seine River since the biodegradation rate constants of NP₁EO do not significantly evolve and the NP₁EO
 5 precursor inputs remain constant between both campaigns. However, this result must be considered carefully
 6 according to the lower confidence on NP₁EO concentration profiles (small scale variability = 37 % and
 7 concentrations close to the quantification limit).

8 **4.2. Sensitivity analysis**

9 In order to assess the significance of each process in the biodegradation pathway, a sensitivity analysis is
 10 performed using an approach “one factor at a time” (OFAT) (Félix and Xanthoulis, 2005). Input parameters of
 11 the model are modified by -10 % and +10 % around its optimised value one after the other. The effect of each
 12 modification is analyzed on the outputs by the means of a sensitivity index (SI, Equation 4).

$$SI = \frac{\frac{O_{Test} - O_{Opt}}{O_{mean}}}{\frac{I_{Test} - I_{Opt}}{I_{mean}}} \quad \text{Equation 4}$$

13 Where

14 SI is the sensitivity index;

15 I_{opt} is the optimised value of input;

16 I_{Test} is the tested value of input (+10 % or -10 %);

17 I_{mean} is the mean of I_{opt} and I_{Test};

18 O_{Test} and O_{Opt} are the outputs respectively related to I_{Test} and I_{Opt};

19 O_{mean} is the mean of O_{Test} and O_{Opt}.

20 The sensitivity index weights the impacts of input parameters such as biodegradation rate constants or precursor
 21 inputs on model outputs (concentrations of 4-NP, NP₁EC and NP₁EO at Conflans-s^t-Honorine, Poissy and Triel-
 22 sur-Seine). A positive SI means that input and outputs vary in a similar way while a negative SI means that
 23 inputs and outputs vary inversely. In addition, the higher the absolute value of SI, the higher the impact of input
 24 parameter on the considered output. The sensitivity indexes of nonylphenolic compound concentrations in the
 25 Seine River towards biodegradation rate constants (SI_{K1}, SI_{K1'}, SI_{K2} and SI_{K3}) and precursor inputs (SI_{NP1EO},

1 SI_{NP1EC} are shown in Fig. 6. During this study, an increase or a decrease of the considered inputs give similar
2 results of sensitivity and hence results are compiled in Fig.6.

3 Figure 6

4 Whatever the sampling campaign, $SI_{K1(K1')}$, SI_{K2} and SI_{K3} are negative meaning that an increase of
5 biodegradation rate constants leads to a decrease of modelled concentrations. As underscored in the Fig.6, the
6 sensitivity indexes of biodegradation processes in July and September are not similar confirming that campaigns
7 occur in different conditions.

8 In July, high values of SI_{K2} (varying from -0.8 - to -1.2) and SI_{K3} (ranging from -0.8 to -1.0) are noticed for
9 NP_1EC and 4-NP concentrations. On the contrary, the SI_{K1} (from -0.18 to -0.26) for NP_1EO concentrations is
10 smaller but still significant. In September, the SI_{K2} and SI_{K3} are smaller (around -0.25 for NP_1EC and 4-NP
11 concentrations). This observation confirms that the aerobic biodegradation process is important in July while its
12 significance is lower in September. These results corroborate the hypothesis of an enhanced aerobic
13 biodegradation at the end of an algal bloom. A similar conclusion is highlighted for SI_{NP1EC} between July
14 ($SI_{NP1EC} \approx 1$) and September ($SI_{NP1EC} \approx 0.2$).

15 Despite a significant role of K_2 to determine NP_1EC concentrations, it has a very limited impact on 4-NP
16 concentrations (biodegradation product), as confirmed by the SI_{K2} for 4-NP concentrations (0.09 in July and
17 September). A similar result is noticed for $SI_{K1(K1')}$ for NP_1EC or 4-NP concentrations (≈ 0.007). As a
18 conclusion, according to these sensitivity indexes, a variation of biodegradation rate constants K_1 and K_2 has a
19 weak influence on 4-NP concentrations along the simulated transect and points out the need to extend the scale
20 of modelling (spatial and temporal) to better understand the impact of biodegradation processes.

21 **5. Conclusions**

22 This study assesses the *in-situ* biodegradation rate constants of 4-NP, NP_1EC and NP_1EO within surface water in
23 a heavily urbanized area such as Paris. Based on a coupling between sampling campaigns and hydraulic and
24 biogeochemical simulations, this study provides the first real case study of the environmental fate of 4-NP,
25 NP_1EC and NP_1EO in freshwater. This study is of prime interest since it proves the possibility to simulate the
26 fate of readily biodegradable pollutants such as 4-NP and its precursors within surface water. Based on the
27 toxicity of these compounds, the assessment of their environmental fate is a key issue to understand their
28 persistence and their possible impacts on aquatic wildlife. Results highlight a strong temporal variability of rate
29 constants between July and September campaigns. While the rate constants evaluated for July are higher than

1 1 d^{-1} and NP₁EC precursor inputs higher than 344 ng/L/d, the rate constants and precursor inputs assessed for
2 September are smaller ($K \approx 0.1 \text{ d}^{-1}$ and precursors inputs $\approx 2 \text{ ng/L/d}$) but consistent with the literature. The
3 variability of rate constants seems to be linked to the heterotrophic bacterial biomass and highlights that the first-
4 order kinetic approach used in this study is reliable to describe punctual conditions of the Seine River (with a
5 constant bacterial biomass) but not to describe the complexity of biogeochemical processes at larger temporal
6 scale. Consequently, the coupling between biodegradation rate constants and bacterial biomass should be more
7 intensively investigated to definitely validate the impact of biogeochemical conditions of surface water on
8 biodegradation of nonylphenolic compounds.

9 The sensitivity analysis of the ProSe model points out that the aerobic biodegradation processes are important
10 inputs for the ProSe model and reinforces the hypothesis of the large influence of the biogeochemical conditions
11 of the Seine River. However, this sensitivity analysis also highlights that biodegradation processes are not a key
12 input for 4-NP fate along the 28 km transect, and points out the need to lengthen the transect in order to confirm
13 or contradict this last conclusion at the basin scale.

14 In order to validate the modelling parameter values, the biodegradation rate constants assessed during both
15 sampling campaigns will be applied to simulate [daily](#) of concentrations of 4-NP, NP₁EC and NP₁EO for 2010
16 and compared to monthly sampling campaigns. [To this end, 11 sampling campaigns were carried out from
17 February to December 2010 at Maisons-Laffite, Seine Aval WWTP effluent, the Oise River, and Meulan
18 \(downstream of Triel-sur-Seine\).](#)

19 At last, the impact of global changes (global warming, population growth, optimisation of WWTP) on [daily](#)
20 concentrations will be studied for the middle and the late 21st century. This is presented in a companion paper
21 entitled: “Modelling the fate of nonylphenolic compounds in the Seine River - part 2: assessing the impact of
22 global change on daily concentrations” (Cladière *et al.*, 2013a).

23 **6. Acknowledgments**

24 The authors want to gratefully acknowledge the Paris public sanitation service (SIAAP) and especially Vincent
25 Rocher and Céline Briand for their valuable assistance for sampling the effluent of Seine Aval WWTP. The
26 authors kindly thank Alexis Groleau and Nicolas Escoffier, who provided access to the 15min-chloropyll a
27 monitoring data of the Seine River. The authors also acknowledge Mohamed Saad for his technical assistance.
28 This study was supported by the PIREN-Seine research programme.

7. References

- Ahel M, Giger W, Schaffner C. Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment-II. Occurrence and transformation in rivers. *Water Research* 1994; 28: 1143-1152.
- Ayorinde FO, Eribo BE, Johnson JH, Elhilo E. Molecular distribution of some commercial nonylphenol ethoxylates using matrix-assisted laser desorption ionization time-of-flight mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 1999; 13: 1124-1128.
- Beven KJ. Preferential flows and travel time distributions: Defining adequate hypothesis tests for hydrological process models. *Hydrological Processes* 2010; 24: 1537-1547.
- Cladière M, Bonhomme C, Vilmin L, Flipo N, Habets F, Tassin B. Modelling the fate of nonylphenolic compounds in the Seine River - part 2: assessing the impact of global changes on annual time series. *Science of the Total Environment* 2013a; submitted.
- Cladière M, Gasperi J, Gilbert S, Lorgeoux C, Tassin B. Alkylphenol ethoxylates and bisphenol A in surface water within a heavily urbanized area, such as Paris. In: Marinov AM, Brebbia CA, editors. *Water Pollution X*. 135. Wit Press, Southampton, 2010, pp. 131-142.
- Cladière M, Gasperi J, Lorgeoux C, Bonhomme C, Rocher V, Tassin B. Alkylphenolic compounds and bisphenol A contamination within a heavily urbanized area: case study of Paris. *Environmental Science and Pollution Research* 2013b; 20: 2973 - 2983.
- Corvini PFX, Schaffer A, Schlosser D. Microbial degradation of nonylphenol and other alkylphenols - our evolving view. *Applied Microbiology and Biotechnology* 2006; 72: 223-243.
- European Commission. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy, Official journal of the European Union n° 327, 2000, pp. 1-72.
- European Commission. Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. *European Commission, Official Journal of the European Union*, 2008, pp. 84-97.
- Even S, Billen G, Bacq N, Théry S, Ruelland D, Garnier J, et al. New tools for modelling water quality of hydrosystems: An application in the Seine River basin in the frame of the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment* 2007; 375: 274 - 291.
- Even S, Poulin M, Gamier J, Billen G, Servais P, Chesterikoff A, et al. River ecosystem modelling: Application of the PROSE model to the Seine river (France). *Hydrobiologia* 1998; 373-374: 27-45.
- Félix R, Xanthoulis D. Sensitivity analysis of the mathematical model "Erosion Productivity Impact Calculator" (EPIC) by approach One-Factor-At-A-Time (OAT). *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment International* 2005; 9: 179-190.
- Fenet H, Gomez E, Pillon A, Rosain D, Nicolas JC, Casellas C, et al. Estrogenic activity in water and sediments of a French river: Contribution of alkylphenols. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 2003; 44: 1-6.
- Flipo N., Rabouille, C., Poulin, M., Even, S., Tusseau-Vuillemin, M., Lalande, M. Primary production in headwater streams of the Seine basin: the Grand Morin case study. *Science of the Total Environment* 2007; 375: 98-109.
- Gabriel FLP, Heidelberg A, Rentsch D, Giger W, Guenther K, Kohler HPE. A novel metabolic pathway for degradation of 4-nonylphenol environmental contaminants by *Sphingomonas xenophaga* Bayram - ipso-hydroxylation and intramolecular rearrangement. *Journal of Biological Chemistry* 2005; 280: 15526-15533.
- Giger W, Brunner PH, Schaffner C. 4-nonylphenol in sewage sludge - Accumulation of toxic metabolites from nonionic surfactants. *Science* 1984; 225: 623-625.
- Giger W, Gabriel FLP, Jonkers N, Wettstein FE, Kohler H-PE. Environmental fate of phenolic endocrine disruptors: field and laboratory studies. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 2009; 367: 3941-3963.
- Hygum BH, Petersen JW, Sondergaard M. Dissolved organic carbon released by zooplankton grazing activity - A high-quality substrate pool for bacteria. *Journal of Plankton Research* 1997; 19: 97-111.
- John DM, White GF. Mechanism for Biotransformation of Nonylphenol polyethoxylates to xenoestrogens in *Pseudomonas putida*. *Journal of Bacteriology* 1998; 180: 4332-4338.
- Jonkers N, Knepper TP, De Voogt P. Aerobic biodegradation studies of nonylphenol ethoxylates in river water using liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *Environmental Science & Technology* 2001; 35: 335-340.

1 Jonkers N, Kohler HPE, Dammschauser A, Giger W. Mass flows of endocrine disruptors in the Glatt River during
2 varying weather conditions. *Environmental Pollution* 2009; 157: 714-723.

3 Jonkers N, Laane RWPM, de Graaf C, de Voogt P. Fate modeling of nonylphenol ethoxylates and their
4 metabolites in the Dutch Scheldt and Rhine estuaries: validation with new field data. *Estuarine, Coastal
5 and Shelf Science* 2005; 62: 141-160.

6 Jugan ML, Oziol L, Bimbot M, Huteau V, Tamisier-Karolak S, Blondeau JP, et al. In vitro assessment of thyroid
7 and estrogenic endocrine disruptors in wastewater treatment plants, rivers and drinking water supplies
8 in the greater Paris area (France). *Science of The Total Environment* 2009; 407: 3579-3587.

9 Jurado E, Fernandez-Serrano M, Nunez-Olea J, Lechuga M. Aerobic Biodegradation of a Nonylphenol
10 Polyethoxylate and Toxicity of the Biodegradation Metabolites. *Bulletin of Environmental
11 Contamination and Toxicology* 2009; 83: 307-312.

12 Karahan O, Olmez-Hanci T, Arslan-Alaton I, Orhon D. Modelling biodegradation of nonylphenol ethoxylate in
13 acclimated and non-acclimated microbial cultures. *Bioresource Technology* 2010; 101: 8058-8066.

14 Kisand V, Noges T. Seasonal dynamics of bacterio- and phytoplankton in large and shallow eutrophic Lake
15 Vortsjarv, Estonia. *International Review of Hydrobiology* 1998; 83: 205-216.

16 Loos R, Locoro G, Contini S. Occurrence of polar organic contaminants in the dissolved water phase of the
17 Danube River and its major tributaries using SPE-LC-MS2 analysis. *Water Research* 2010; 44: 2325-
18 2335.

19 Manzano MA, Perales JA, Sales D, Quiroga JM. The effect of temperature on the biodegradation of a
20 nonylphenol polyethoxylate in river water. *Water Research* 1999; 33: 2593-2600.

21 Montgomery-Brown J, Li YM, Ding WH, Mong GM, Campbell JA, Reinhard M. NP1EC degradation pathways
22 under oxic and microoxic conditions. *Environmental Science & Technology* 2008; 42: 6409-6414.

23 Petrovic M, Eljarrat E, Lopez De Alda MJ, Barcelo D. Endocrine disrupting compounds and other emerging
24 contaminants in the environment: A survey on new monitoring strategies and occurrence data.
25 *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 2004; 378: 549-562.

26 Soto AM, Justicia H, Wray JW, Sonnenschein C. Para-nonyl-phenol - An estrogenic xenobiotic released from
27 modified polystyrene. *Environmental Health Perspectives* 1991; 92: 167-173.

28 Staples CA, Naylor CG, Williams JB, Gledhill WE. Ultimate biodegradation of alkylphenol ethoxylate
29 surfactants and their biodegradation intermediates. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2001; 20:
30 2450-2455.

31 Ying G-G, Williams B, Kookana R. Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates--a review.
32 *Environment International* 2002; 28: 215-226.

33
34

Table Captions

1		
2	Table 1 Sampling campaign description for July 2011 and September 2011.....	17
3	Table 2 Concentrations of left bank, middle and right bank of the Seine River and small scale variabilities	18
4	Table 3 Biogeochemical parameters and nonylphenolic compound concentrations measured in July and	
5	September sampling campaigns.....	19
6	Table 4 Biodegradation rate constants (d^{-1}) and precursor inputs (ng/L/d)	20
7		

1 **Table 1** Sampling campaign description for July 2011 and September 2011.

Sampling points	Kilometre point (km)	July 2011 (Tw = 21°C)			September 2011 (Tw = 19°C)		
		Hours of sampling		Flow (m ³ /s)	Hours of sampling		Flow (m ³ /s)
Maisons-Laffitte	715.4	10/07	8:42	72	29/09	8:00	97
Seine Aval (WWTP)	720.1	10/07	19:24	16	29/09	15:30	18
Conflans-s ^t -Honorine	728.2	11/07	16:30	88	30/09	7:00	115
Oise River	728.7	11/07	17:06	32	30/09	7:30	28
Poissy	734.9	12/07	5:35	120	30/09	19:00	143
Triel-sur-Seine	743.6		*	-	01/10	18 :50	143
Total sampling time		45 h			59 h		

2 *: The July sampling campaign was stopped at Poissy due to a rain event. Tw = water temperature

3

1 **Table 2** Concentrations (ng/L) of left bank, middle and right bank of the Seine River and small scale variabilities

	Dissolved concentrations (ng/L)						Small scale variabilities (%)**		
	Spatial variability			Temporal variability			Spatial	Temporal	Total
	Left bank	Middle (average*)	Right bank	Middle 1	Middle 2	Middle 3			
4-NP	55	57	63	58	57	57	7	7	14
NP ₁ EC	129	123	118	125	128	115	5	6	11
NP ₁ EO	10	9	11	11	7	10	14	23	37

2 *The concentrations for Middle used for the spatial variability are the averages of Middle 1, 2 and 3. **The
 3 spatial and temporal variabilities are determined by the relative standard deviation of samples (%RDS). The total
 4 variabilities are calculated by the sum of spatial and temporal variabilites (we assume that analytical
 5 uncertainties are included in spatial and temporal variabilities).
 6

7

1
2

3 **Table 3** Biogeochemical parameters and nonylphenolic compound concentrations measured in July and
4 September sampling campaigns

Parameters*	July					September					
	Upstream	Seine Aval WWTP	Conflans- st- Honorine	Oise river	Poissy	Upstream	Seine Aval WWTP	Conflans- st- Honorine	Oise river	Poissy	Triel- sur- Seine
Flow (m ³ /s)	72	17	89	32	121	97	18	115	28	143	143
Tw (°C)	20.8	20.9	22.2	21.4	21.0	19.3	ND	19.1	17.5	20.8	ND
σ (μS/cm)	600	1195	693	690	699	612	720	635	739	666	ND
pH	8.0	ND**	7.5	7.8	7.6	7.6	ND	7.6	8.0	7.6	ND
O ₂ (mg/L)	4.9	ND	4.0	5.0	ND	ND	ND	9.3	11.3	7.7	ND
DOC (mg/L)	2.95	11.60	4.08	2.74	3.83	2.84	8.97	3.74	3.32	3.37	3.63
4-NP (ng/L)	102	320	201	138	143	53	136	57	35	45	70
NP ₁ EC (ng/L)	52	751	159	66	137	49	616	123	76	114	102
NP ₁ EO (ng/L)	19	80	35	17	30	19	43	9	20	11	14

5 *σ: conductivity, O₂: dissolved oxygen, DOC: dissolved organic carbon. **ND: not determined.

6

7

1 **Table 4** Biodegradation rate constants (d^{-1}) and precursor inputs (ng/L/d)

	Biodegradation rate constants (d^{-1})			Precursor inputs (ng/L/d)	
	$K_1 = K_1'$	K_2	K_3	NP ₁ EC	NP ₁ EO
	min - opt - max	min - opt - max	min - opt - max	min - max	min - max
July 2011	0.05 - 0.10 - 0.15	3.14 - 3.30 - 3.47	2.38 - 2.50 - 2.75	3.44 - 7.84	0.06 - 0.4
September 2011	0.29 - 0.30 - 0.33	0.08 - 0.10 - 0.14	0.09 - 0.15 - 0.19	0.01 - 0.3	0.04 - 0.4
Jonkers <i>et al.</i> , 2005 (estuary)	0.060 - 0.089	0.019 - 0.020	0.024 - 0.043	-	-
Jonkers <i>et al.</i> , 2005 (estimation river)	0.18 - 0.21	0.048 - 0.159	0.072 - 0.21	-	-
Staples <i>et al.</i> , 2001 (laboratory)	0.065	0.099	0.076 - 0.092	-	-

2 Min and max values were assessed according to the small scale variabilities. Optimised values (opt) enable the
 3 best fit between simulated and observed profiles.

Figure Captions

- 1
- 2 **Fig. 1** Investigated transect of the Seine River (28 km-long) downstream of Paris and sampling sites
- 3 **Fig. 2** Biodegradation scheme of nonylphenolic compounds in a well oxygenated surface water. The rate
4 constants K_1 , K_1' , K_2 and K_3 are determined by the ProSe model. The biodegradation of NPnEO and
5 NPnEC is introduced in the ProSe model as precursor inputs of NP₁EO and NP₁EC along the Seine River.
- 6 **Fig. 3** Scheme of the ProSe model and the required input parameters. ($[C]$ =concentrations of 4 NP, NP₁EO and
7 NP₁EC in ng/L)
- 8 **Fig. 4** Sampling strategy to determine the small scale variabilities of concentrations. The sampling points are
9 indicated by stars. Middle 1, 2 and 3 were sampled with an interval of 10 minutes.
- 10 **Fig. 5** Modelled (optimised rate constants) and actual profiles of 4-NP, NP₁EC and NP₁EO concentrations in the
11 Seine River. The points exhibited are Maisons-Laffite (715.4 km), Conflans-st-Honorine (728.2 km),
12 Poissy (734.9 km) and Triel-sur-Seine (743.6 km). The y error bars represented on the actual profile
13 indicate the total variabilities linked to in-situ sampling while they represent the uncertainties attached to
14 boundary conditions on modelled profile
- 15 **Fig. 6** Sensitivity indexes of simulated concentrations of 4-NP, NP₁EO and NP₁EC at Conflans-st-Honorine,
16 Poissy and Triel-sur-Seine towards biodegradation rate constants and precursor inputs
17

The dilemma of spatial representation for urban hydrology semi-distributed modelling: trade-offs among complexity, calibration and geographical data.

Guido Petrucci^{a,*}, Céline Bonhomme^a

^a Université Paris-Est. Laboratoire Environnement Eau Systèmes Urbains (UMR MA102), UPEC, UPEMLV, ENPC, AgroParisTech. 6-8 avenue Blaise Pascal, 77455 Champs sur Marne cedex 2, France.

*Corresponding author. Tel. +33 1 64 15 37 61 ; e-mail: guido.petrucci@leesu.enpc.fr

Abstract

Semi-distributed models are widely used in urban hydrology, supported by the abundance and detail of geographical data. The inclusion of these data into hydrological models requires however an increasing complexity of the model structure with spatially distributed parameters, potentially driving to over-parameterisation issues. In this paper, different configurations and model structures, including an increasing quantity of geographical information, are tested for both water quantity and water quality on the widely used SWMM5 model for a 2.5 km² catchment. The Nash-Sutcliffe criterion is used to calibrate the model and compare alternative configurations. Results for water quantity modelling show that the inclusion of some basic geographical information, particularly on land uses, clearly improves performances, but further refinements are less effective. Uncalibrated models with sufficient land use information reach performances comparable with those of calibrated models. For water quality modelling (suspended solids concentration), the best modelling performance is obtained by a compromise solution with moderate spatial distribution of parameters: no spatial distribution drives to limited performances, while an excessive one to severe over-parameterisation. A comparison to suspended solids measurements realized on a single road of the catchment shows that parameters providing good performances at the catchment scale are a realistic, although non optimal, representation of local scale processes.

Keywords Semi-distributed models, urban drainage, spatial distribution, geographical data, suspended solids.

Highlights

- GIS data are progressively included in a semi-distributed urban runoff model
- Increasing spatial distribution of build-up/wash-off is tested for SS simulations
- High-frequency time series are used for calibration and validation
- Land-use data prove the most useful for water quantity modelling
- A compromise solution for spatial distribution of water quality parameters is found

1. INTRODUCTION

Semi-distributed hydrological models are widely used by researchers and operators to study and manage stormwater sewer systems – e.g. SWMM, CANOE, HSPF... (Zoppou, 2001). These models attempt to reproduce the surface flow of water and pollutants at the outlets of different subcatchments before entering the sewer network, and then simulate the routing until the catchment outlet. Subcatchments are represented by conceptual models, often non-linear reservoirs. Water quality is described by build-up and wash-off equations, sometimes adjusted for each subcatchment. The “semi-distributed” term refers to the combination of a physical description of the catchment scale, involving spatial distribution through the distinction of subcatchments, with a conceptual, lumped description of the subcatchments. The main reason for using distributed or semi-distributed models is the necessity to predict the spatial distribution, inside a catchment, of hydrological variables (Reggiani and Schellekens, 2005). In urban hydrology, this necessity is traditionally linked to the needs of managing artificial drainage systems: planning and management of drainage and sewer networks require knowing not only the total quantity of water and contaminants flowing through the system, but also the location of the inflows.

The use of semi-distributed models, however common, raises some questions and critics. Recently, different works focusing on the good representation of surface flow paths have been published (Gironas et al., 2010; Jankowsky et al., 2011). In fact, surface flows are crucial to model water quantity and quality and, today, topographic GIS data are easily accessible to a broad public (European Union, 2007; Rodriguez et al., 2003). Researchers and practitioners are, thus, encouraged to implement as much information as possible in their hydrological model to improve their model outputs. But the reality remains more complex. First, GIS data are a representation of reality and all land-use objects are not included in this description (e.g. partition walls etc...). Secondly, the way these data are introduced in the model and the structure of the model itself may be crucial for determining the impact of the introduction of more detailed data. Because of the conceptual modelling at the subcatchment scale, several parameters in semi-distributed models are “effective” parameters representing a global hydrological behaviour, and cannot be directly measured. In addition, some parameters theoretically measurable are not measurable in practice with the necessary level of detail, because of costs and various technical difficulties (Siriwardene and Perera, 2006). It is the

case, for instance, of infiltration parameters, initial losses or Manning roughness. Thus, it is not clear how a detailed representation of flow paths can improve simulations based on partially conceptual models.

Moreover, the use of GIS data is strictly linked to the issue of calibration. By a pragmatic point of view, the modeller must find a balance between two opposite needs: on the one hand, he has to increase the complexity of the model to get the most of available spatially distributed data; on the other hand, an increased complexity means a higher number of parameters in the model, with the risk of over-parameterisation (a similar dilemma was described by Kuczera and Mroczkowski, 1998).

In fact, the presence in the model of non-measurable parameters makes necessary a calibration process to obtain a good fit between simulations and observed hydrological data. If the number of parameters is large, the problem of “over-parameterisation” can emerge: when too many parameters are calibrated on little information, they remain largely undefined, and the resulting calibrated model shows poor predictive capabilities. Previous studies showed that the “information content” of rainfall/runoff time series allows the calibration of a small number of parameters (four, according to Jakeman and Hornberger, 1993) and that the same is true for water quality measurements (Gaume et al., 1998). Semi-distributed models, where parameters are repeated for each subcatchment, easily involve tens to hundreds parameters (Kirchner, 2006; Muleta and Nicklow, 2005; van Griensven et al., 2006). On these bases, it seems inevitable that semi-distributed models lead to over-parameterisation. However, three arguments suggest that the question of over-parameterisation should be further analysed.

The first argument is that, nowadays, when hydrological measurements are available in urban settings, they are often continuous and long time series (months to years), measured at high frequency (1' to 10'). The “information content” of these series appears to be much higher than that of the daily (Jakeman and Hornberger, 1993; van Griensven et al., 2006) or event-based (Gaume et al., 1998) series available in the past (Obropta and Kardos, 2007).

The second argument is that semi-distributed models, as discussed above, make an intensive use of non-hydrological data (such as land use for example), constituting a supplementary

source of information. All the cited studies about the number of parameters allowed by hydrological series were realized on lumped models. Therefore, they did not take into account that, prior to calibration, a model can already contain a huge quantity of information on the catchment. Jakeman and Hornberger (1993) consider that the inclusion of data on “physical catchment descriptors” can increase the number of parameters allowed by hydrological series and therefore can reduce the “over-parametrization threshold”. In many cases, often coming from operational applications, semi-distributed models achieve satisfactory performances through a large use of geographical data and a simple manual calibration on rainfall-runoff series. This empirical evidence suggests that geographical data can provide, at least in some cases, most of the information content required by the model, calibration on hydrological time series only being necessary for fine tuning. The combined use of geographical and hydrological data makes extremely difficult to understand deeply the relationship between the “non-hydrological” information content (its nature and its abundance) and the maximum number of parameters. To the authors’ knowledge, no satisfactory attempt to go further on this issue has yet been realized.

The third argument is that, in the hydrological community, two different points of view subsist about over-parameterisation: on the one hand, over-parameterisation is regarded as a flaw that, causing uncertainty in parameter determination, casts doubts on the model reliability and robustness (e.g. Perrin et al., 2001). On the other hand, over-parameterisation is considered as a consequence of the fact that a single natural process can have several different acceptable descriptions. This point of view (the “equifinality” thesis; Beven, 2006) drove to the development of methodologies like GLUE (Generalised likelihood Uncertainty Estimation; Beven and Binley, 1992) that combine the predictions of several different models and parameter sets, under the condition that their predictive capabilities are acceptable (“behavioural” models). Even without an extended discussion of these two points of view (see, for instance, the cited papers of Beven and Perrin), it is clearly difficult to discuss the first one about semi-distributed models, as it logically leads to dismiss these models in favour of more parsimonious solutions. The second point of view, on the contrary, suggests exploring which modelling choices are more likely to produce satisfactory predictions, disregarding complexity as long as it does not limit performances. In this work, we built on the idea that semi-distributed models can not be parsimonious, and focused on the trends of

performance depending on the modelling choices. The issue of over-parameterisation is considered, but only in a second time and with respect to the degradation of performances that it can produce.

Urban water quality models share these questions, because they are linked to water quantity models and because modelling issues are similar. Moreover, they present also specific issues about the predictive capability of the fundamental modelling schemes used. Almost all models are based on the classical build-up and wash-off equations (Sartor et al., 1974). This approach, developed at the small-scale for simple urban surfaces (single roads or roofs) is highly debated (Bertrand-Krajewski, 2007).

Recent small-scale studies, although suggesting minor changes to the historical formulations, generally confirm the overall validity of classical build-up/wash-off models (Egodawatta et al., 2007; 2009; Wicke et al., 2012). On the contrary, catchment scale studies are extremely critic: model's parameters are correlated, thus troubling calibration (Kanso et al., 2005; Vezzaro and Mikkelsen, 2012), and the predictive capability of lumped models is low (Kanso et al., 2005). Most researches on the build-up/wash-off model at the catchment scale obtained, actually, poor results: Dotto et al. (2010), studying the uncertainty of this model on Suspended Solids (SS), obtain Nash values between 0.06 and 0.46 in calibration, and consider superfluous to proceed to a validation that would be *a priori* unsatisfactory; Kleidorfer et al. (2009) obtained Nash values in calibration up to 0.45; Dotto et al. (2012), up to 0.04. A common suggestion by these authors, coherent with the small-scale validity of the model, is that spatial variability of the build-up/wash-off processes is responsible of the poor results obtained. Indeed, all the cited studies were conducted on lumped models: more than proving the inadequacy of the model, they actually showed that it is difficult, if even possible, to find a single set of "effective" parameters describing build-up and wash-off at the catchment's scale. As a consequence, the ranges of parameter values suggested in literature for build-up/wash-off models are extremely large as compared with water quantity models (e.g. Vezzaro and Mikkelsen, 2012).

A potential solution to the issue of spatial variability of the build-up/wash-off processes could be the use of semi-distributed models, explicitly describing spatial distribution of the catchment's surfaces. However, as discussed for water quantity models, spatial distribution

can not be increased indefinitely: the information content of available data and the risk of over-parameterisation set a limit that has, still, to be identified.

In this research, we explore the potentialities of semi-distributed models for water quantity and quality simulations, focusing on the trade-offs among spatial variability, GIS data and parameters' calibration. In particular,

- starting from water quantity, we develop several modelling scenarios, with increasing level of complexity and use of GIS data and we compare their performances both with and without calibration;
- then, different scenarios are tested for water quality including an increasing level of spatial variability. Applying these scenarios to the previously developed quantity models, we analyze the dependence of water quality simulations on the water quantity models and we compare the performances of the different scenarios;
- finally, for water quality, we compare catchment scale calibration results with small-scale measurements, in order to discuss the physical meaning of the effective parameters determined by calibration.

The analysis is realized on data from a gauged catchment in the Paris region. For water quality, we build Suspended Solids time-series (SS) from turbidity measurements: SS represent an important vector for most stormwater pollutants, and their continuous measurement through turbidity is easy to implement and relatively cheap and reliable. More and more studies propose to study long time series of turbidity to better understand SS dynamic during rainfall events (Métadier and Bertrand-Krajewski, 2012). For both water quantity and quality we evaluate model's performances through the Nash-Sutcliffe criterion (Nash and Sutcliffe, 1970), widely used in urban hydrology and adapted for models' comparison. As a general rule, we always use one part of the available data for calibration while another part is kept for validation: although we present results on both calibration and validation, the latter is the more relevant to evaluate the predictive power of the models.

2 MATERIALS AND METHODS

2.1 Case study and available data

The experimental catchment is located in the suburbs of Paris, in the city of Sucy-en-Brie (Val de Marne). The catchment is mainly residential and its area is 2.3 km² (figure 1). Rainfall is measured, with a 5' time step, by a rain gauge in a central location of the catchment.

At the outlet, flow rate is calculated from water height measurements by two redundant piezometers (2' time step, SIEMENS, 7MF1570-1XA01) and speed measurements at 4 different heights (device FARECO US 570).

The water height – flow rate relationship is obtained from a previous measurement campaign. The dry weather flow rate, due to some wastewater connection to the stormwater sewer (as most experimental separate sewer network, the sewer in Sucy is not strictly separate), is subtracted from records in order to obtain the stormwater flow rate. Continuous measurements used for this study cover the period from the 14th of April to the 23rd of May 2012 (calibration period) and from the 24th of October to 10th of December (validation period).

The first period is characterized by 32 rainfall events with a total rainfall depth of 129,6 mm. The second one is characterized by 22 rainfall events and 80 mm of rainfall depth. A rainfall event is considered if its mean intensity is above 1mm/h during one hour. It is separated from the next event by a minimum period of 30' without rainfall.

Figure 1 - Scheme of the Sucy catchment. Subcatchment limits (black), main drainage network (blue), raingauge (blue triangle), outlet (blue dot), local measurement site (red square)

At the outlet, turbidity is recorded with a 2' time step by two redundant turbidimeters (ACTEON 2053, Ponsel measurements). The devices come partially into contact with the water surface during dry weather, recording aberrant values. Thus, when measured flow-rate corresponds to dry weather flow, turbidity is set to 0. During wet weather, turbidity measurements are treated using Lacour (2009) criterion: if the difference between the two turbidimeters is low then the average of the two measurements is considered. Else, only the lowest measurement is considered to constitute the final turbidity time series. Turbidity is transformed into SS concentration by a linear turbidity-SS relationship determined through sampling in a preceding measurement campaign. The SS concentration estimated for dry

weather is subtracted from the calculated SS concentrations in order to obtain a time series of SS for stormwater only.

The system is completed by one “local” measurement site located at a sewer inlet downstream of a small road catchment (1100 m², figure 1). Flow rate and turbidity are recorded with a 1’ time step from the 6th to the 14th of February 2013. Flow rate is measured by a tipping bucket flowmeter located in the gully pot and turbidity is measured by a multiparameter probe (YSI 6820V2, sensor YSI 6136).

GIS data for this study come from the BD TOPO® database. This database, covering the entire France, contains information including the position, nature and surface of buildings, parcels, green areas and roads (IGN, 2009). This data set is completed by data on the sewer network (property of the local authority CG 94). From topography and sewer structure, 19 subcatchments are defined. To build different modelling scenarios (section 2.2.1), GIS data are used to estimate, for each subcatchment: the impervious cover, the land uses (roofs, roofs non-connected to the sewer network, green areas, roads and others, the latter being areas not included in the preceding categories), the mean flow path length and slope, the mean length of small stormwater collectors. The sewer network was simplified (aggregation of adjacent conduits with similar characteristics) in order to reduce the model’s simulation time.

2.2 Model and scenarios

To model the system we used the Stormwater Management Model 5.0 (SWMM), one of the most used models in urban hydrology. The catchment is described as a set of homogeneous subcatchments, each of them modeled as a rectangular plan defined by a slope, a roughness, an area and a characteristic length (non-linear reservoir, kinematic wave; Singh, 1988), while flow-routing in the sewer system is modeled by shallow water equations (Rossmann, 2004). This model structure involves a large set of parameters: each subcatchment is defined by characteristics of the surface (area A ; imperviousness; initial losses; infiltration parameters) and of the water flow (length of the flowpath L , expressed in the model by width W : $A = W \times L$; slope; Manning’s coefficient); the sewer system is defined by its geometry (assumed to be known) and Manning’s coefficient. Concerning water quality, build-up and wash-off are both

modeled with an exponential formula (Rossmann, 2004). Each of the two processes is thus defined by two parameters per subcatchment (one coefficient and one exponent):

$$Buildup = C_1(1 - e^{-C_2t}) \quad (\text{Equation 1})$$

With C_1 (kg/ha) representing the maximum buildup and C_2 (day^{-1}) being the time exponent.

$$Washoff = C_3Q^{C_4}Buildup \quad (\text{Equation 2})$$

With C_3 (-) and C_4 (-) being the two wash-off parameters.

In this study, we treat sequentially water quantity and quality: in the modeling scenarios, at first the parameters pertaining to water quantity are determined, either by geographical information (GIS data) or by automatic calibration on flow-rate data. As a second step, water quality parameters are determined for the models already calibrated and validated for water quantity.

2.2.1 Water quantity scenarios

For a given model structure, an increase in the use of geographical information reduces the number of undetermined parameters requiring calibration on hydrological data. However, to include supplementary GIS data in the model, it can be necessary to increase the detail in model structure, thus increasing the number of undetermined parameters.

The different scenarios considered, ranked by increasing use of geographical information, are:

- S1: The catchment is divided in 19 homogeneous subcatchments. Their areas are known but not their imperviousness. Therefore, for each of them, widths, impervious cover and other physical parameters are undetermined.
- S2: The same as S1 but GIS data are used to estimate the impervious cover of each subcatchment.
- S3: Each “real” subcatchment is modelled as five different “model” subcatchments called Homogeneous Units (HU) depending on the nature of land cover (Petrucci et al., 2013): roofs, roofs non-connected to the sewer network, green areas, roads and

others. The area of each HU is calculated using GIS data. Impervious cover is fixed to 100% for roads and roofs, to 0% for green areas, and undetermined for others.

- S4: The same as S3 but the length of the surface flow path for each HU is evaluated using GIS data. For example, flow path on roads is deduced from the calculation of the mean flow path length on each HU at the scale of each subcatchment. The same approach is applied to roofs where a mean flow path length equal to 7 m is taken. While the length depends on the type of HU, the slope of each HU remains equal to the topographical average slope of the subcatchment.
- S5: The same as S4 but with slopes calculated independently for each HU.
- S6: The same as S5 but with an explicit modelling of flow in the non represented part of the sewer network (i.e. the small collectors internal to subcatchments, linking the surfaces to the main collectors). With this purpose, a wide conduit is added between the outlet of each subcatchment and the sewer network. The length of each added conduit is estimated as the mean length of the flow path in the non-represented part of the sewer network.

In summary, there is a simple increase in geographical data passing from S1 to S2 and from S3 to S4 and to S5, while there is an increase in geographical data combined with an increase in the complexity of the model structure passing from S2 to S3 and from S5 to S6. Table 1 summarizes the calibration parameters for each scenario and the main increase in geographical data as compared with the preceding scenario.

Table 1 - Undetermined parameters for each scenario. The last line summarizes the increase of geographical data distinguishing each scenario from the preceding one.

2.2.2 Water quality scenarios

Scenarios for water quality combine one scenario for water quantity and one scenario for water quality. Scenarios for water quality are noted Q1, Q2, Q3, Q4, Q5.

From Q1 to Q5, scenarios integrate increasing undetermined parameters as they integrate increasing variability of build up and wash off at the catchment scale:

- Q1: Build up and wash off on the catchment are modeled uniformly at the scale of the catchment with one single set of parameters.

- Q2: Build up and wash off only depend on land use. As three main land uses were identified for water quantity, these are kept for water quality: green areas, roofs and roads. “Other areas” are considered as 50% roads and 50% green areas.
- Q3: Maximum build up depends on the location in the catchment: the C1 parameter is calibrated independently for each subcatchment, while C2, C3 and C4 have a unique value for the whole catchment.
- Q3: Build up and wash off completely depend on the location in the catchment. One set of 4 parameters is assigned to each subcatchment and calibrated independently.
- Q4: This scenario integrates the highest variability as water quality parameters are independently defined for each HU.

The combination between water quantity and quality scenarios are noted S_xQ_y where x and y are the indices of the quantitative and qualitative scenarios.

Table 2 – Water quality scenarios. Explanation of the symbols: “x” denotes a scenario actually considered, while “–” denotes a scenario not considered. For S1 and S2, for which land uses are not defined, Q2 and Q5 are not feasible; Q5 is applied only for two cases (S3, S4) because, as explained in section 3.2.1, a complete testing appeared unnecessary.

2.3 Model calibration and scenario comparison

For each undetermined parameter of each scenario, a variability range is given, according to physical constraints and values suggested by literature. Parameters’ ranges can be found in tables S1 and S2 (supplementary materials) for, respectively, water quantity and quality. Among these ranges, parameters’ values are chosen by calibration, using a genetic algorithm. This type of evolutionary algorithm has been used for hydrologic models’ calibration or optimization during the last 20 years and it is now well diffused in hydroinformatics’ applications (Savic and Khu, 2005). The main interest of this algorithm is its efficiency in finding close-to-optimal solutions of high-dimensional optimization problems, without strong hypotheses on the problem setting (e.g. linearity or continuity of the objective function). The algorithm starts from a random “population” of parameter sets (generation 1) and makes it evolve to a next generation according to a “natural selection” based on the objective function: the best members of the population (i.e. the ones with the best values of the objective

function) “survive” into the next generation; the others are substituted by new sets obtained by mixing and randomly changing (“mutating”). This selection is iterated for a given number of generations, and the better parameter set at the end of the process is the optimization result. The user has to choose the number of parameter sets per generation and the number of generations. This choice is usually determined by a trial and error procedure but, as general rules, the number of parameter sets should increase with the number of parameters to be optimized, while the number of generations must be large enough to let the algorithm converge to a solution (ideally, no improvements should occur for the last generations). In this research, to maintain homogeneity among the different scenarios, we kept the optimization settings as constant as possible: for all the water quantity calibrations we determined that 50 generations of 30 parameter sets were satisfying. For water quality, the optimization required more generations, and we adapted the number of parameter sets: we used 100 generations of 10 parameter sets for Q1 and Q2, 100 generations of 40 for Q3 and Q4, and 300 generations of 50 for Q5.

The objective function used for calibration and to compare scenarios, both for flow-rate and SS, is the Nash-Sutcliffe criterion:

$$N = 1 - \frac{\sum_t (Q_{o,t} - Q_{s,t})^2}{\sum_t (Q_{o,t} - Q_{o,mean})^2} \quad (\text{Equation 3})$$

Where $Q_{o,t}$ and $Q_{s,t}$ are respectively the observed and simulated values at time t , and $Q_{o,mean}$ is the observations’ mean value. This indicator, ranging from $-\infty$ to 1, is higher for a more accurate model. A value of 1 denotes a model perfectly matching the observed data, while a value of 0 denotes a model as accurate as the observations’ mean value.

In order to estimate the repeatability and convergence of the calibration process, calibration and validation are performed three times for each scenario. The results presented are median Nash values (denoted N_m) over the three runs, with error bars representing the minimum and maximum values obtained. This procedure allows also a qualitative estimation of the scenario’s over-parameterization: if over-parameterization occurs, each of the three calibrations will give similar results, while validation will have a high variability. On the

contrary, if validation scores are similar, it means that three independent calibrations produced similar results, suggesting that over-parameterization is not occurring.

For water quantity scenarios, in order to separate the effects of geographical data use and calibration, the objective function has also been evaluated with parameter sets randomly extracted among the variability ranges (uncalibrated model). The purpose is to show the performances of the model in the case, for instance, of ungauged catchments, where calibration is not possible. For each scenario, 100 extractions and simulations have been tested. Presented results are median values (N_m), 5- and 95-percentiles. This procedure has not been applied for water quality because the variability ranges of the parameters are so large in this case that results would not have been significant ($N \ll 0$).

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1 Water quantity modeling: the trade-off between geographical and hydrological data.

For each scenario, results of calibration and of random parameter extractions are plotted in figure 2. Examples of hydrographs for the calibration and validation periods are presented in the supplementary materials.

Figure 2 – Performances of the water quantity modelling scenarios, with calibration (calibration and validation) and without calibration (random parameters). The “calibration” and “validation” bars are the median values of the Nash criterion over three independent calibrations, and the error bars are the best and worst results. The “random” bars represent median values over 100 extractions, and the error bars represent 5- and 95-percentiles.

3.1.1 Calibration and validation results

Figure 2 shows that calibration performances, globally good, are almost insensitive to the different scenarios (N_m between 0.79 and 0.84). Validation performances, more relevant to evaluate the predictive capability of the model, have a larger variability ($0.60 < N_m < 0.76$) with significant trends.

The increase in geographical data produces an improvement passing from S1 ($N_m=0.60$) to S2 ($N_m=0.62$) and from S3 ($N_m=0.68$) to S4 ($N_m=0.76$), but a degradation passing from S4 to S5 ($N_m=0.60$).

This last observation means that the calculation of slopes for each HU (difference between S4 and S5) does not improve model performances. This probably depends on the specific procedure used to calculate the slopes, but underlines an important practical point: procedures to analyze geographical data should be tested against hydrological data, because they are not always beneficial for modelling purposes. The suitability of a specific calculation procedure probably depends on the model for which it is used.

The increase in the model structure complexity and detail improves performances passing from S1 and S2 to S3, S4 and S5 but not from the latter to S6 ($N_m=0.70$, higher than S5, but lower than S4).

Also in this last case, performance degradation can be linked to the specific modelling choices. However, this similar absence of positive trends for the last scenarios could indicate that some thresholds exist for the benefits obtained by incrementing the use of geographical data, even when the model structure is modified.

3.1.2 *Random parameter extractions*

Random parameter extractions mainly confirm the trends observed for the calibrated model: there is an improvement passing from S1 to S2 and, at least for the validation period, from S3 to S4. There is no clear trend for S5 and S6, because even if S6 performs well in terms of median values, it shows an extremely large variability.

A relevant result, with practical implications for the modelling of ungauged catchments, emerges considering the difference between S2 and S3. When HU are introduced (i.e. detailed data on land cover are used) there is a major improvement in performances of the uncalibrated model, making it perform almost as well as a calibrated one ($0.42 < N < 0.81$ for S3, $0.53 < N < 0.74$ for S4).

As expected the benefit of calibrating the model to choose undetermined parameters is higher when the model includes little geographical information. Considering the similar

performances of all the calibrated models, when rainfall and flow rate measurements are available, calibration may appear the more efficient modelling solution, even if geographical information is also available. However, the improvement of performance due to calibration is less obvious once the model structure is changed to explicitly represent different land covers through HU. In fact, considering scenario S3, the Nash increase obtained through calibration is negligible on both calibration and validation periods. In this case, there is little advantage to calibrate the model.

Two observations can be drawn: first, the use of extended geographical data (and reasonable ranges for uncalibrated parameters) in urban drainage models is effectively able to largely compensate the absence of calibration. In particular, information on land covers seems the most relevant: from Nash values for the uncalibrated model ranging between 0 or less and 0.2 for scenarios S1 and S2, this information drives to values ranging between 0.4 and 0.8 for the other scenarios. The second observation is that, also for uncalibrated models, this positive effect of geographical information does not appear to be continuous. Scenario S3 has better performances, without calibration, of the “more detailed” scenarios S4, S5 and S6.

A final point on uncalibrated models is that performances for the validation period are systematically lower than for the calibration one, which is an unexpected result (for random parameter extractions, the two periods are *a priori* identical). We suggest that the reason is in the seasonality of hydrological processes: the uncalibrated model is more performing in summer (calibration) than in winter (validation), when soil saturation processes are more relevant in runoff generation. It is possible that the model describes less well these processes, resulting in the observed differences.

3.2 Water quality modelling: the impact of introducing spatial variability.

The performance of water quality modelling always remains below water quantity simulations both on calibration (figure 3) and validation (figure 4). Whereas water quantity models reach Nash scores of 0.6-0.8 for both calibration and validation, water quality models remain below 0.5 for calibration and the best of them in validation appears to be at about 0.35. However, as compared with literature, these results represent a good performance.

Figure 3 Performances of the water quality modelling scenarios in calibration. The bars are the median values of the Nash criterion over three independent calibrations, and the error bars are the best and worst results.

Figure 4 Performances of the water quality modelling scenarios in validation. The bars are the median values of the Nash criterion over three independent calibrations, and the error bars are the best and worst results.

3.2.1 Performances of water quality modelling scenarios

Figures 3 and 4 show that the water quality scenario providing the best performances is Q3 (C1 variable for each subcatchment). In calibration, other scenarios perform nearly as well as Q3 (Q1 for S1 and S2, Q5 for S3 and S4), but in validation, which is more relevant to evaluate predictive capabilities of the model, Q3 is always the best.

Q1 (a single parameter set) performs well, in calibration, for S1 and S2 ($N_m=0.49$ and 0.46 , respectively) but, in validation, Nash values are higher for S3 and S4 ($N_m=0.27$ and 0.29 , respectively).

Q2 (one parameter set per land use) has performances similar to Q1, showing that an increase in variability associated to land uses has no significant effects. Both Q1 and Q2 show degraded performances for S5 and S6.

Q4 (one parameter set per subcatchment) has a stable behaviour in calibration ($0.37 < N_m < 0.41$) but in validation it shows clear signs of over-parameterisation: low and highly variable performances. The calibration process can find parameter sets providing good performances, but these parameters are poorly determined by the information contained in data. Thus, the predictive power of this almost undetermined model crashes.

The same symptoms of over-parameterisation affect Q5 (one parameter sets per HU): it has high calibration performances for S3 and S4 (i.e. almost the same than Q3, $N > 0.45$) but low and highly variable performances in validation. Because of this similarity of behaviours with Q4, it seemed unnecessary to further test Q5 on S5 and S6.

3.2.2 Dependence on water quantity models

The performances of water quality models as a function of water quantity scenarios have different trends in calibration and validation.

In calibration, the best performances for the different quality scenarios are almost constant passing from S1 to S4 ($0.46 < N_m < 0.49$), and there is an overall degradation for S5 and S6.

In validation, both for Q1 and Q3 performances are significantly better for S3 and S4 (N_m of about 0.28 for Q1 and 0.35 for Q3) than for S1 and S2 (0.24 for Q1 and 0.29 for Q3): the increased complexity of model structure (i.e. introduction of HU passing from S2 to S3), not useful in calibration, increases the predictive capability of the model. For S5 and S6, as for calibration, performances decrease.

Water quality simulations are closely linked to water quantity ones by the wash off process: the wash off is partially determined by the flow rate at the scale of the elementary surface (equation 2). However, overall water quality modelling performances show higher variability than water quantity ones. Moreover, the trends of model performance for water quantity and water quality are significantly different: for example, S6 has good performances in terms of water quantity, but it is the worst case for water quality. This means that when preparing a water quantity model to support water quality simulations, not only the quantity performances are relevant, but also the model structure: even if a good correlation exists, the best model to simulate water quantity is not necessarily the best to simulate water quality.

3.2.3 Factors that can improve the performance of water quality models

One of the most important results concerning water quality simulations is that considering only a single set of parameters for the whole catchment (Q1) or a very limited variability (i.e. one parameter set per land-use, Q2) is not optimal to produce reliable results at the catchment scale. Therefore, if build-up/wash-off models are considered, a bit hastily, as “poorly predictive” by previous studies (section 1), this consideration is limited to lumped models or lumped parameterisations. Introducing variability and spatial distribution in these models is a crucial point to improve water quality outputs. In particular, the better performances of the spatially-based model Q3 than those of the land-use model Q2 suggest that, for pollutants’ emission, spatial distribution is a more explaining feature than only the properties of urban surfaces. The reason can be the relevance of localized human activities on pollutants’ accumulation (e.g. road traffic, Fallah Shorshani et al., submitted). However, this point should

be further investigated because other reasons can explain the better performances of Q3 than Q2 as, for example, the larger number of calibrated parameters in the former (22 vs 12).

Nevertheless, spatial distribution leads quite rapidly to over-parameterisation. A set of 4 parameters per subcatchment (Q4; 76 parameters) is excessive as compared with the information content of SS time series at the outlet, and the best compromise found in this research is obtained using a mixed solution (Q3). Other mixed solutions could be tested to find a better compromise, and in this perspective this research only sets the limits for further investigations.

These results, and the lower performances of water quality models in comparison with water quantity ones highlight the need to continue to investigate the relevant processes in urban catchments, in order to reproduce SS flow rates. For example, no other processes than build-up and wash-off over catchment's surfaces are implemented in SWMM, as well as in many other current models, and sewer processes, potentially relevant, are completely neglected.

Discussion

Nash variability and measurement uncertainties

Most of the previous observations are based on Nash criterion differences. Thus, it is necessary to support our results by analyzing the significance of these differences. In particular, it is important to evaluate if two scenarios showing different performances have effectively different prediction capabilities, with regard to measurement uncertainties.

On the basis of an estimation of uncertainties on available measurements, we randomly generated biased time-series and calculated their Nash value (figure 5). The relative uncertainty on flow rate data was evaluated to 20%, and for SS concentration to 42%. The result, for 10000 generated series, is an average Nash value for flow rate of 0.957 and for SS of 0.811.

Figure 5 - Example of biased flow-rate time series (red line).

As the Nash value for the “perfect” model is 1, this result can be extrapolated saying that, for water quantity, a difference between two Nash values smaller than 0.043 is negligible, as it cannot be distinguished from measurement uncertainties. For water quality, the significant difference is 0.189.

For water quantity, this small value confirms the validity of all our analyses. For water quality, the significant difference is extremely high, comparable with the values used for observations. However, our main results are confirmed: for example, we observed that, in calibration, performances are stable for S1-S4, and there is degradation for S5-S6.

Considering only differences in Nash values larger than 0.189, the observation should be that no distinction can be made for S1-S4, and that a degradation is observable in S5 for Q1 and in S6 for Q1, Q2 and Q3, which is substantially the same result. Q3 is still the overall better scenario in validation; Q4 and Q5 are still over-parameterised.

Nevertheless, this analysis illustrates the difficulty of performing model comparisons on biased data, a further difficulty of working on water quality modelling.

True variability or number of parameters?

In this research we explored the trade-off between complexity and performances: as discussed in section 1, it is difficult to find a general approach to this question for semi-distributed models. As a consequence, if this work clearly shows that models may be improved by different strategies concerning the set of parameters used, it does not allow concluding unequivocally on the reasons of the improvements. For example, the better performances obtained by Q3 compared with Q2 can be explained as well in terms of processes as in terms of parameters' number.

However, a qualitative observation on over-parameterisation can be drawn. Many researchers consider over-parameterisation a very common flaw of distributed models in urban hydrology, suggesting that lumped models are at least as good and should be preferred in all cases where distributed models are not specifically necessary. Our results are in contrast with this point of view. Q4 and Q5 show clear signs of over-parameterisation: face to quite good calibration performances, validation results are poor and extremely variable. Though, these are the only cases (for both water quantity and quality) where these signs appear. This means that, with the exception of extreme situations (76 and 376 closely related parameters), the

information content of one month of high frequency data can be sufficient to well-define the parameters of a semi-distributed model under reasonable modelling and calibration choices.

To further discuss the question of over-parameterisation, we explored another of its classical implications: the absence of physical pertinence of the parameters obtained by calibration. Actually, in over-parameterised models, the optimized values of parameters are the result of a global compensation, providing fair results at the catchment scale, but aberrant values at the scale of individual parameters or subcatchments. It is thus possible to analyse the occurrence of over-parameterisation looking at the physical pertinence of single parameters or to the behaviour of single subcatchments.

Relevance at the local scale of parameters obtained at the catchment scale.

To discern between a true significance of the parameters at the local scale and a simple effect of catchment scale calibration, we analysed the spatial distribution of the C_1 parameter (max build-up) for the three independent S4Q3 calibration processes (i.e. the best scenario, close to the clearly over-parameterised ones). Figure 6 A shows the averaged value of C_1 obtained for each subcatchment for the three runs of calibration. Mean C_1 values appear to be highly variable from one catchment to the other. This is not really surprising as water quality parameter ranges are usually very broad, depending on anthropic activities at the scale of the subcatchment. The most interesting point is perhaps the comparison of the distribution of C_1 with the distribution of impervious cover and main roads over the catchment (Figure 6 B). A clear trend is observable: high C_1 values are approximately correlated with high impervious cover and/or the presence of major roads. The higher percentages of impervious cover correspond to more densely populated parts of the catchment and, together with major roads, identify areas where anthropic activities are more intense. The model, through the calibration process, is able to understand and reproduce this level of activities, which is correlated to production of SS loads.

Figure 6 A) Mean C_1 (kg/ha) for 3 calibrations of S4Q3. B) Impervious cover and major roads.

However, this capability is limited to the identification of general patterns, and is not an ability to quantify local parameters. Figure 7 represents the ratio of the minimum to maximum value of C_1 obtained on the three independent calibrations. The dispersion of the values for the different calibration processes is high from one run to another. The ratio is commonly less than 15%, meaning that the physical significance of the calibrated parameters is very difficult to interpret at the local scale.

Figure 7 Ratio of C_1 minimum value to C_1 maximum value obtained for each subcatchment on three independent calibrations.

To complete this analysis of local scale parameters, flow rate and turbidity measurements for a small road subcatchment were used to compare the consistence between measurements at the local scale and simulations using parameters from catchment scale calibration. As the measurement site is located on a road, we used calibrated parameter of scenario S4Q2 (quality parameters corresponding to road land use) to model SS concentration. Topographic measurements of the road enabled to model it by a rectangular catchment with the characteristics detailed in Table 3. Rainfall data used for simulations of the road are recorded by the same raingauge used for the whole catchment simulations.

Table 3 Parameters of the road catchment. For water quality parameters, values corresponding to the three calibrations of S4Q2 (road land-use) are given.

The Nash values obtained for SS concentration on the three runs are respectively 0.20, 0.05 and -0.03. Figure 8 shows the simulated and observed values of Suspended Solids concentration for the best run. In this particular case, the physical meaning of the calibrated parameters is significantly good at the scale of a road: at least for some events, predictions show a good match to measured values. For the other runs, although less good, the results are however positive: Nash values close to 0 indicate that, at least, the orders of magnitude and the timing of SS concentrations are correctly estimated, which is not obvious considering that parameters can span over several orders of magnitude.

Figure 8 – Simulated (blue line) and measured (red dots) concentration of SS at the outlet of the Rue de Villeneuve road.

This result is encouraging: proving that parameters calibrated at the catchment scale are not totally meaningless at the local scale, it shows that the model is not over-parameterised in relation with the information content of SS concentration time-series at the catchment scale, and that the semi-distributed model structure is able to catch actual local scale processes. More in general, this result is an indirect evidence of the existence of a significant link between local scale physical parameters and catchment scale effective ones: this suggests that local and catchment scale modelling of runoff pollution can interact and improve each other. If this interaction was underestimated by previous studies, it is probably because spatial distribution of processes was not taken into account at the catchment scale.

CONCLUSION AND PERSPECTIVES

This study develops a comparative approach between different implementations of a semi-distributed model based on different spatial representations of an urban catchment, applied both to water quantity and quality (suspended solids) simulations. Our main objective was to investigate the trade-offs generated by the model spatial distribution, involving the use of geographical data, model complexity and parameterisation. By an operational point of view, this research can provide objective elements to determine good strategies for the implementation of hydrological model for practitioners and researchers.

For water quantity, results show that increasing geographical information clearly improves model's performances when calibration is not possible. However, the marginal benefits of supplementary geographical information rapidly decrease. Geographical information providing the highest benefits is land-use classification. The results are far more uncertain when considering calibrated models: the performance of the model is more constant, and the gain of performance of the model is not directly proportional to the effort produced to integrate more geographical information. Because of the efficiency of the calibration procedure, better fits with data are even obtained in cases with less geographical information and more undetermined parameters. A relevant result is that, using about one month of high frequency data, significant over-parameterisation symptoms did not appear for calibrations of up to 109 parameters. This suggests that the assumption of over-parameterisation of hydrological models for more than a few parameters has to be reconsidered because of: i) the

use of high-frequency long time series; ii) the combined use of hydrological and geographical data.

For water quality, the use of excessive geographical data in the supporting water quantity model produces bad performances: simplest models, including less geographical data perform better. Best results are obtained when water quality parameters are partially distributed over the catchment: in particular, when one parameter per subcatchment is spatially variable. More spatial variability (i.e. one parameter set per subcatchment) drives to an important over-parameterisation; less spatial variability (i.e. one parameter set per land use) provides worse performances. These two cases define contours for further investigations on pertinent levels of spatial variability in semi-distributed urban water quality models.

Finally, we discussed water quality results in terms of the meaning at the local scale of parameters obtained by catchment scale calibration. This analysis showed that, with some limitations, the semi-distributed model is able, through the calibration process, to capture spatial variability of build-up/wash-off processes inside the catchment. Furthermore, we realized a comparison of measurements on a single road subcatchment and simulations using catchment scale calibrated parameters. We found indications that catchment scale effective parameters are linked with local scale physical ones. Further research should investigate how this link can be used to improve our models: for instance, if and how small-scale measurements can improve catchment scale models.

To conclude, it is important to remember that the kind of analysis performed is dependent on the model used (SWMM 5 in our case) and on the modelling choices. As models and modelling choices are at least as numerous as modellers, it would be very useful to lead similar studies for other model structures and other catchments. Nevertheless, we tried to use a widely used model and, as much as possible, relatively common modelling procedures in order to obtain results that can represent useful general guidelines. Moreover, the case and results presented here can open interesting debates in the modelling community.

Acknowledgments

The authors kindly thank the “Conseil Général du Val de Marne” for the data they provided as a support of this work, the OPUR programme for its financial support, Ali Hannouche for his helpful recommendations on uncertainties and Thibaud Allain for his work on local simulations.

LIST OF REFERENCES

- Bertrand-Krawjewski, J.L., 2007. Stormwater pollutant loads modelling: epistemological aspects and case studies on the influence of field data sets on calibration and verification. *Water Science and Technology* 55, 1-17.
- Beven, K., 2006. A manifesto for the equifinality thesis. *Journal of Hydrology* 320, 18-36.
- Beven, K., Binley, A.M., 1992. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction, *Hydrological processes* 18, 1747-1750.
- Dotto, C., Kleidorfer, M., Deletic, A., Fletcher, T. D., McCarthy, D. T., Rauch, W., 2010. Stormwater quality models: performance and sensitivity analysis. *Water science and technology* 62(4), 837.
- Dotto, C., Mannina, G., Kleidorfer, M., Vezzaro, L., Henrichs, M., McCarthy, D. T., Freni, G., Rauch, W., Deletic, A., 2012. Comparison of different uncertainty techniques in urban stormwater quantity and quality modelling. *Water research* 46(8), 2545-2558.
- Egodawatta, P., Thomas, E., Goonetilleke, A., 2007. Mathematical interpretation of pollutant wash-off from urban road surfaces using simulated rainfall. *Water Research* 41(13), 3025-3031.
- Egodawatta, P., Thomas, E., Goonetilleke, A., 2009. Understanding the physical processes of pollutant build-up and wash-off on roof surfaces. *Science of the Total Environment* 407(6), 1834-1841.
- European Union, 2007. Directive 2007/2/EC of the European Parliament and of the Council of 14 March 2007 establishing an Infrastructure for Spatial Information in the European Community (INSPIRE), in *Official Journal of the European Communities*, 25th of April 2007.
- Fallah Shorshani, M., Bonhomme, C., Petrucci, G., André, M., Seigneur, C., submitted. Road traffic impact on water quality in an urban catchment (Grigny, France): a step toward integrated traffic, air and stormwater modeling. *Environmental Science and Pollution Research*.

Gaume, E., Villeneuve, J. P., Desbordes, M., 1998. Uncertainty assessment and analysis of the calibrated parameter values of an urban storm water quality model. *Journal of Hydrology* 210(1), 38-50.

Gironas, J., Niemann, J.D., Roesner, L.A., Rodriguez, F. and Andrieu, H., 2010. Evaluation of Methods for Representing Urban Terrain in Storm-Water Modeling. *Journal of Hydrologic Engineering* 15(1), 1-14.

IGN, 2009. BD TOPO. Descriptif de contenu. (BD TOPO. Content description). Version 2, Institut Géographique National (IGN), France.

Jakeman, A.J., Hornberger, G.M., 1993. How much complexity is warranted in a rainfall-runoff model ? *Water Resources Research* 29(8), 2637-2649.

Jankowsky, S., Branger, F., Braud, I., Rodriguez, F., Debiome, S., Wallet, P., 2011. Influence of urban expansion on the hydrology of small catchments: development of the suburban PUMMA model by coupling of urban and rural hydrological models. 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/ Brazil, 11-16 September 2011.

Kanso, A., Chebbo, G., Tassin, B., 2005. Stormwater quality modelling in combined sewers: calibration and uncertainty analysis. *Water Science & Technology* 52(3), 63-71.

Kirchner, J.W., 2006. Getting the right answers for the right reasons: Linking measurements, analyses, and models to advance the science of hydrology. *Water Resources Research* 42(3).

Kleidorfer, M., Deletic, A., Fletcher, T.D., Rauch, W., 2009. Impact of input data uncertainties on urban stormwater model parameters. *Water Science & Technology* 60 (6), 1545-1554.

Kuczera, G., Mroczkowski, M., 1998. Assessment of hydrologic parameter uncertainty and the worth of multiresponse data. *Water Resources Research* 34(6), 1481-1489.

Lacour, C., 2009. Apport de la mesure en continu pour la gestion de la qualité des effluents de temps de pluie en réseau d'assainissement (Contribution of continuous turbidity measurements to the management of effluent quality in sewer systems during wet weather). PhD Thesis, Université Paris-Est, 3rd of November 2009, 330 p.

- 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 Research* 46(20), 6836-6856.
- Muleta, M.K., Nicklow, J.W., 2005. Sensitivity and uncertainty analysis coupled with automatic calibration for a distributed watershed model. *Journal of Hydrology* 306, 127-145.
- Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I. A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3), 282-290.
- Obropta, C. C., Kardos, J. S., 2007. Review of Urban Stormwater Quality Models: Deterministic, Stochastic, and Hybrid Approaches. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 43(6), 1508-1523.
- Perrin, C., Michel, C., Andréassian, V., 2001. Does a large number of parameters enhance model performance? Comparative assessment of common catchment model structures on 429 catchments. *Journal of hydrology* 242(3-4), 275-301.
- Petrucci, G., Rioust, E., Deroubaix, J.-F., Tassin, B., 2013. Do stormwater source control policies deliver the right hydrologic outcomes? *Journal of Hydrology* 485, 188-200.
- Reggiani, P., Schellekens, J., 2005. Rainfall-runoff modelling: distributed models, in : Andersen, M. G. (Ed.), *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons, New York, pp. 1967-1983.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., Creutin, J. D., 2003. Surface runoff in urban catchments: morphological identification of unit hydrographs from urban databanks. *Journal of hydrology* 283(1), 146-168.
- Rossmann, L.A., 2004. Storm water management model User's manual version 5.0. EPA, Water Supply and Water Resources Division, National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, OH, USA.
- Sartor, J. D., Boyd, G. B., Agardy, F. J., 1974. Water pollution aspects of street surface contaminants. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 46(3), 458-467.
- Savic, D., Khu, S., 2005. Evolutionary computing in hydrological sciences, in : Andersen, M. G. (Ed.), *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. John Wiley & Sons, New York, pp. 331-348.

Singh, V.P., 1988. Hydrologic systems, Vol. I: Rainfall runoff modelling. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall, 480p.

Siriwardene, N.R., Perera, B.J.C., 2006. Selection of genetic algorithm operators for urban drainage model parameter optimisation. *Mathematical and computer modelling* 44, 415-429.

van Griensven, A., Meixner, T., Grunwald, S., Bishop, T., Diluzio, M., Srinivasan, R., 2006. A global sensitivity analysis tool for the parameters of multi-variable catchment models, *Journal of Hydrology* 324(1-4), 10-23.

Vezzaro, L., Mikkelsen, P. S., 2012. Application of global sensitivity analysis and uncertainty quantification in dynamic modelling of micropollutants in stormwater runoff. *Environmental Modelling & Software* 27, 40-51.

Wicke, D., Cochrane, T.A., O'Sullivan, A., 2012. Build-up dynamics of heavy metals deposited on impermeable urban surfaces. *Journal of environmental management* 113, 347-354.

Zoppou, C., 2001. Review of urban storm water models. *Environmental Modelling & Software*, 16(3), 195-231.

Figure captions

Figure 8 - Scheme of the Sucy catchment. Subcatchment limits (black), main drainage network (blue), raingauge (blue triangle), outlet (blue dot), local measurement site (red square)

Figure 9 – Performances of the water quantity modelling scenarios, with calibration (calibration and validation) and without calibration (random parameters). The “calibration” and “validation” bars are the median values of the Nash criterion over three independent calibrations, and the error bars are the best and worst results. The “random” bars represent median values over 100 extractions, and the error bars represent 5- and 95-percentiles.

Figure 10 Performances of the water quality modelling scenarios in calibration. The bars are the median values of the Nash criterion over three independent calibrations, and the error bars are the best and worst results.

Figure 11 Performances of the water quality modelling scenarios in validation. The bars are the median values of the Nash criterion over three independent calibrations, and the error bars are the best and worst results.

Figure 12 - Example of biased flow-rate time series (red line).

Figure 13 A) Mean C_1 (kg/ha) for 3 calibrations of S4Q3. B) Impervious cover and major roads.

Figure 14 Ratio of C_1 minimum value to C_1 maximum value obtained for each subcatchment on three independent calibrations.

Figure 8 – Simulated (blue line) and measured (red dots) concentration of SS at the outlet of the Rue de Villeneuve road.

Supplementary material

Figure S-15– sample of calibration and validation hydrographs for water quantity. Scenario S2.

Figure S-16 – sample of calibration and validation hydrographs for water quality. Scenario S4Q1.

Table captions

Table 1 - Undetermined parameters for each scenario. The last line summarizes the increase of geographical data distinguishing each scenario from the preceding one.

Table 2 – Water quality scenarios. Explanation of the symbols: “x” denotes a scenario actually considered, while “–” denotes a scenario not considered. For S1 and S2, for which land uses are not defined, Q2 and Q5 are not feasible; Q5 is applied only for two cases (S3, S4) because, as explained in section 3.2.1, a complete testing appeared unnecessary.

Table 3 – Parameters of the road catchment. For water quality parameters, values corresponding to the three calibrations of S4Q2 (road land-use) are given.

Supplementary material

Table S-1 – Parameter ranges used for optimization (water quantity).

Table S-2 - Parameter ranges used for optimization (water quality).

Table 1 - Undetermined parameters for each scenario. The last line summarizes the increase of geographical data distinguishing each scenario from the preceding one.

Parameter/group of parameters	S1	S2	S3	S4	S5	S6
Manning's coefficient (pipes)	1	1	1	1	1	1
Manning's coefficients (surfaces)	2 ^a	2 ^a	5 ^c	5 ^c	5 ^c	5 ^c
Initial losses	2 ^a	2 ^a	5 ^c	5 ^c	5 ^c	5 ^c
Infiltration	3	3	3	3	3	3
Impervious covers	19 ^b	-	1 ^d	1 ^d	1 ^d	1 ^d
Widths	19 ^b	19 ^b	94 ^e	-	-	-
Slopes	-	-	-	-	-	20 ^f
Total	46	27	109	15	15	35
Increase of geographical data	-	+ impervious cover	+ detailed land cover	+ flow path length	+ detailed slopes	+ small collectors

Footnotes:

^a: 1 for pervious + 1 for impervious land-cover; ^b: 19 subcatchments; ^c: 1 for each land-use (roads, roofs, roofs non connected, green areas, other land-uses); ^d: other land-uses; ^e: 94 Homogeneous Units (HU); ^f: 19 for conduits modelling non explicitly represented sewers + 1 for roofs.

Table 2 – Water quality scenarios. Explanation of the symbols: “x” denotes a scenario actually considered, while “-” denotes a scenario not considered. For S1 and S2, for which land uses are not defined, Q2 and Q5 are not feasible; Q5 is applied only for two cases (S3, S4) because, as explained in section 3.2.1, a complete testing appeared unnecessary.

	Q1	Q2	Q3	Q4	Q5
S1	x	-	x	x	-
S2	x	-	x	x	-
S3	x	x	x	x	x
S4	x	x	x	x	x
S5	x	x	x	x	-
S6	x	x	x	x	-
Number of	4	12	22	76	376
undetermined parameters	(1 set)	(1 set per land use)	(1 parameter per subcatchment + 3)	(1 set per subcatchment)	(1 set per HU)

Table 3 Parameters of the road catchment. For water quality parameters, values corresponding to the three calibrations of S4Q2 (road land-use) are given.

Parameter	Value
Area (ha)	0.11
Width (m)	22.4
Slope (%)	0.94
Manning's coefficient	0.02
Initial losses (cm)	1.03
Build-up C_1 (kg/ha)	19.7 – 12.8 – 6.58
Build-up C_2	19.1 – 17.8 – 0.30
Wash-off C_3	0.11 – 0.22 – 0.07
Wash-off C_4	1.71 – 1.95 – 2.83

figure1

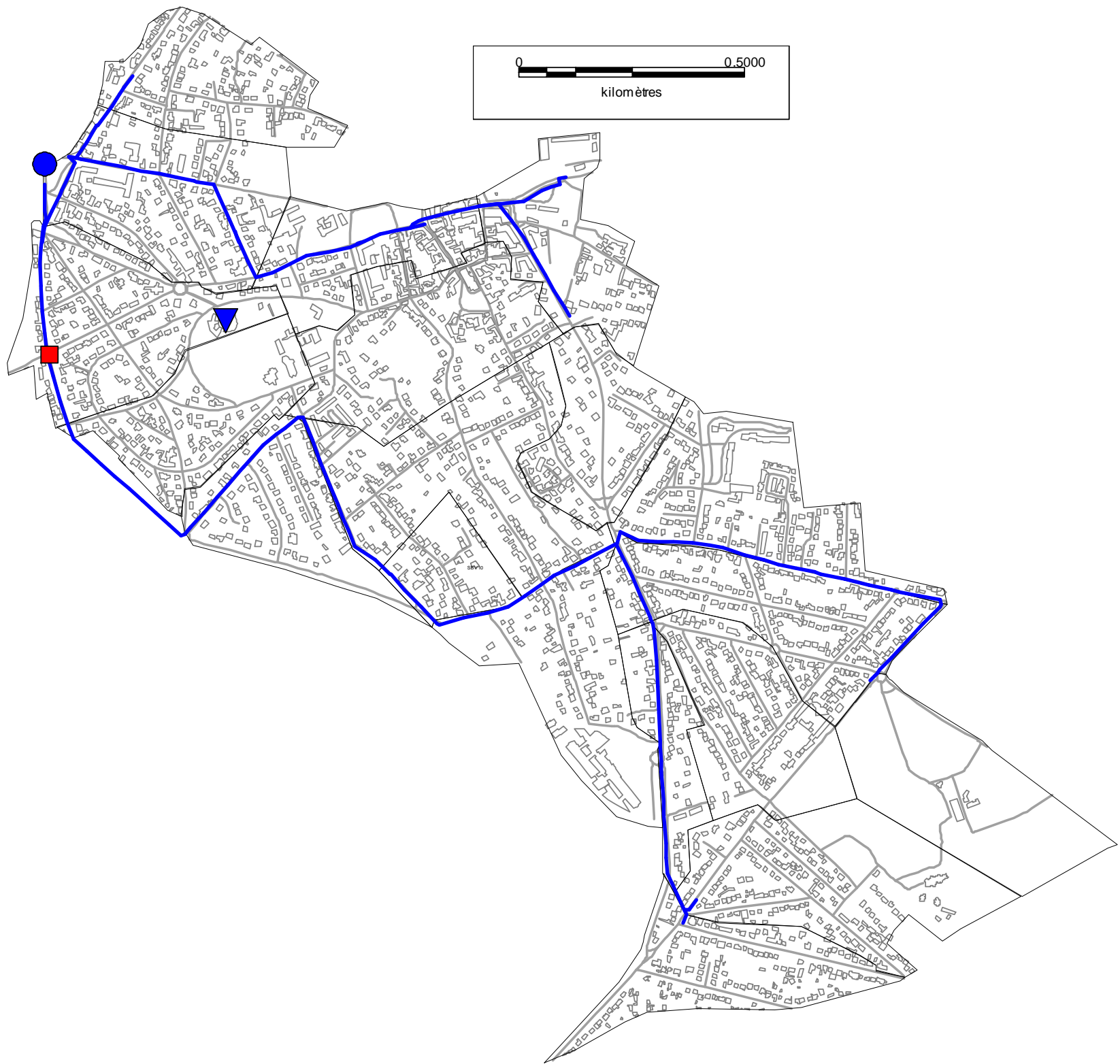


figure2

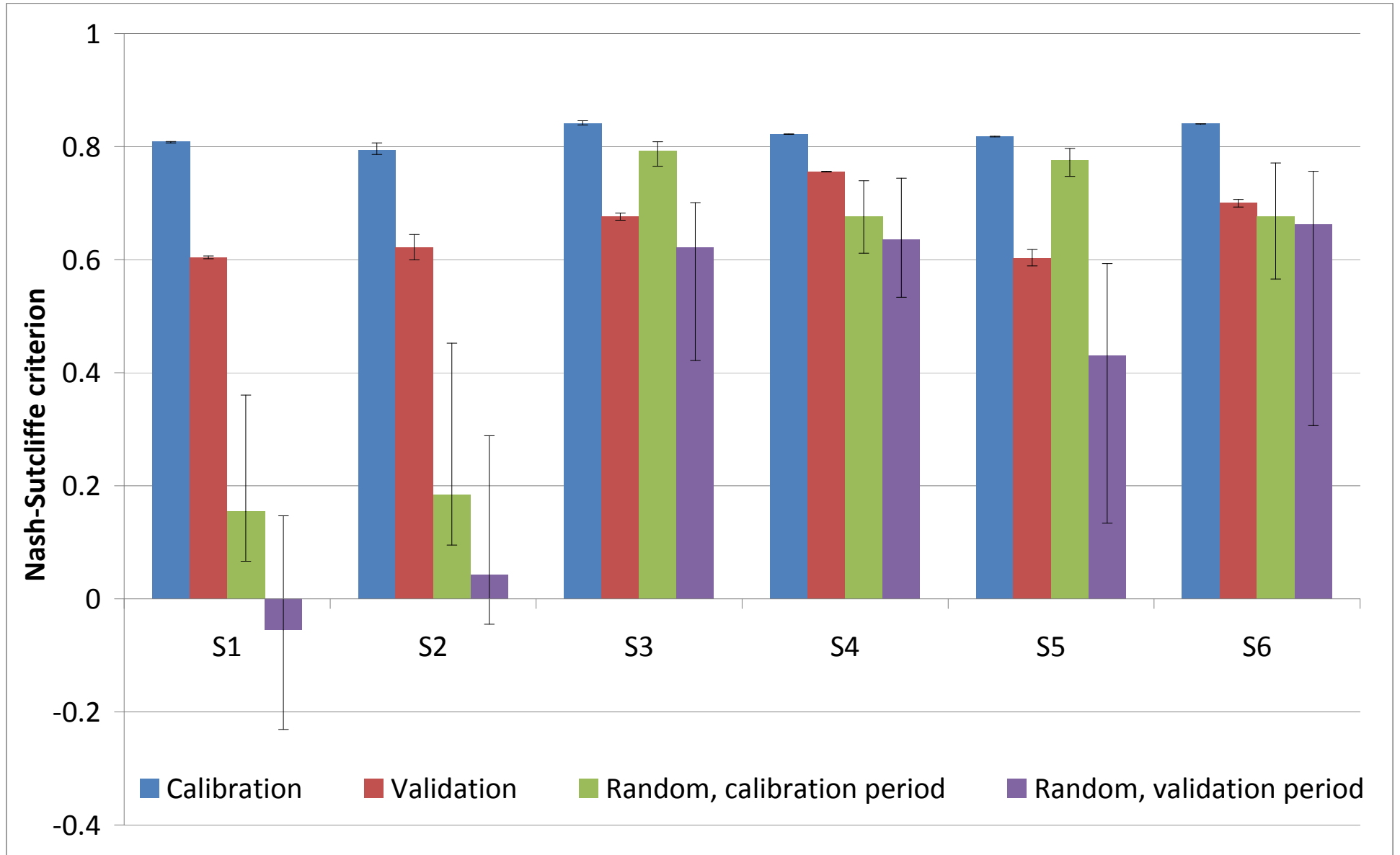


figure3

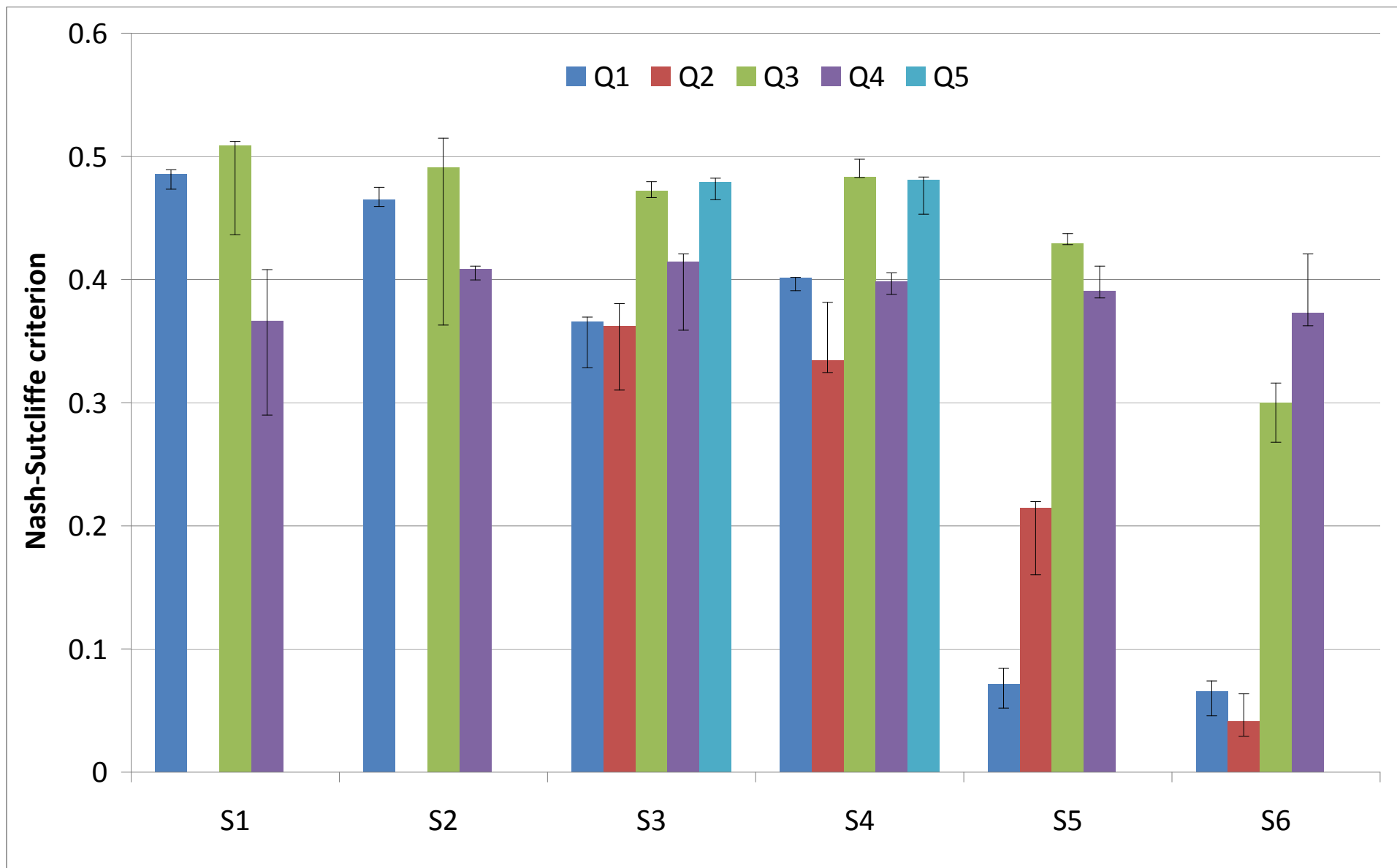


figure4

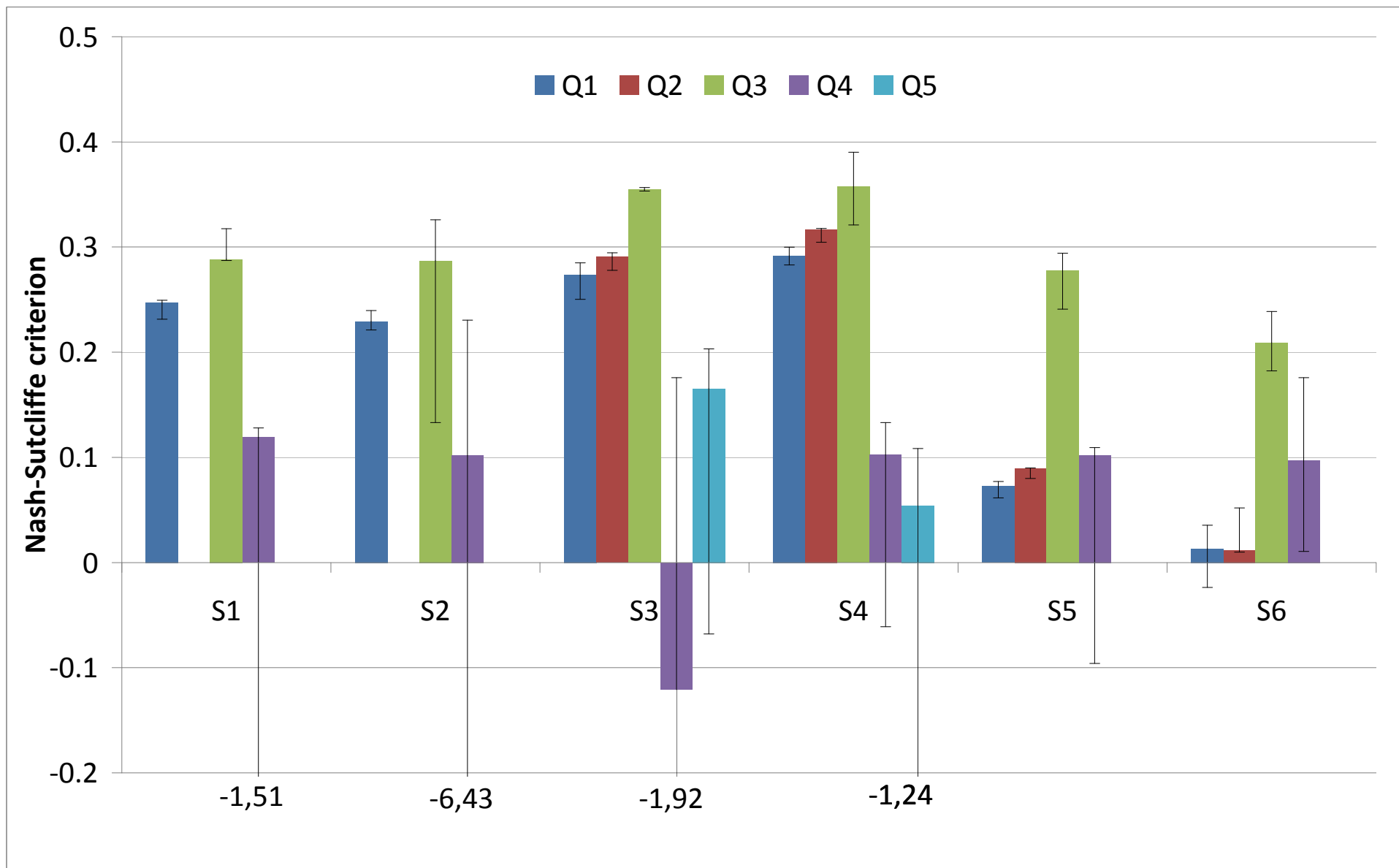


figure5

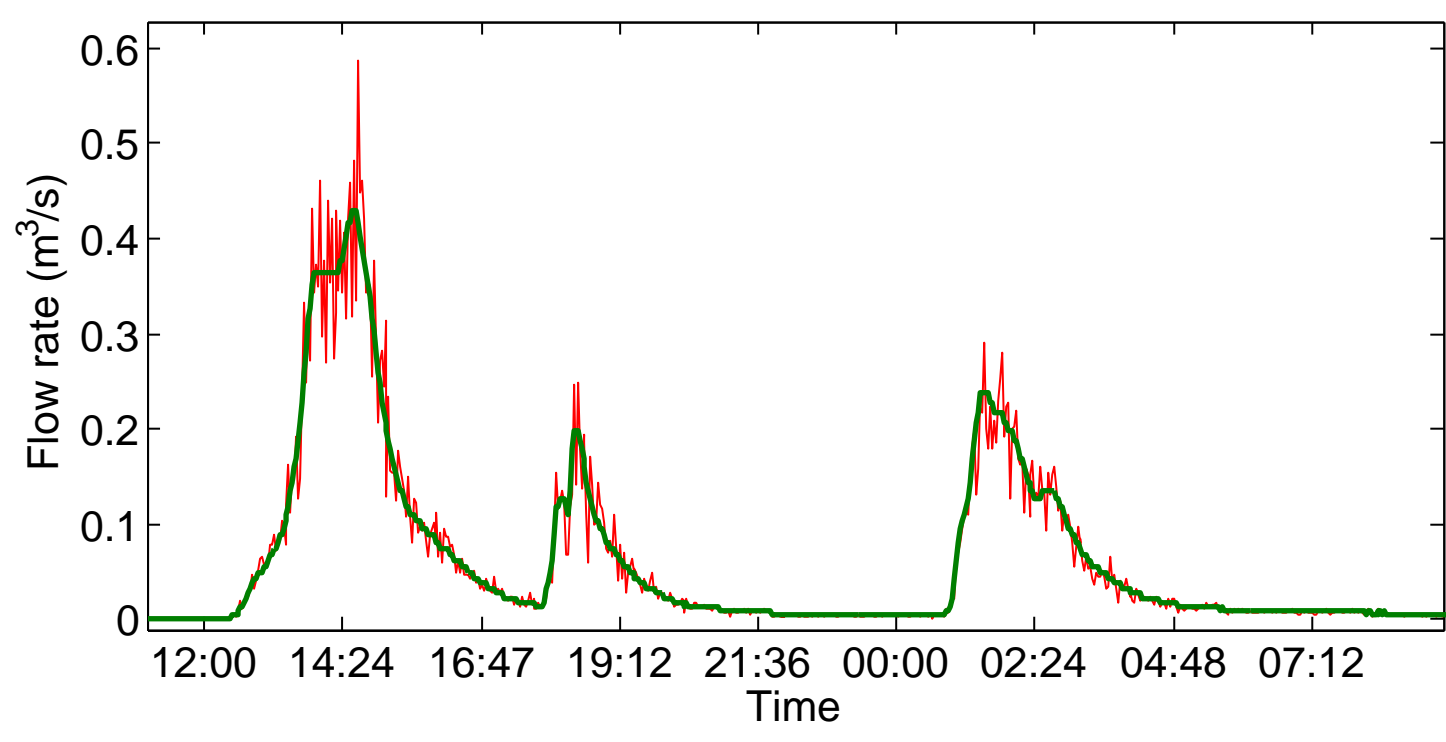


figure6_a

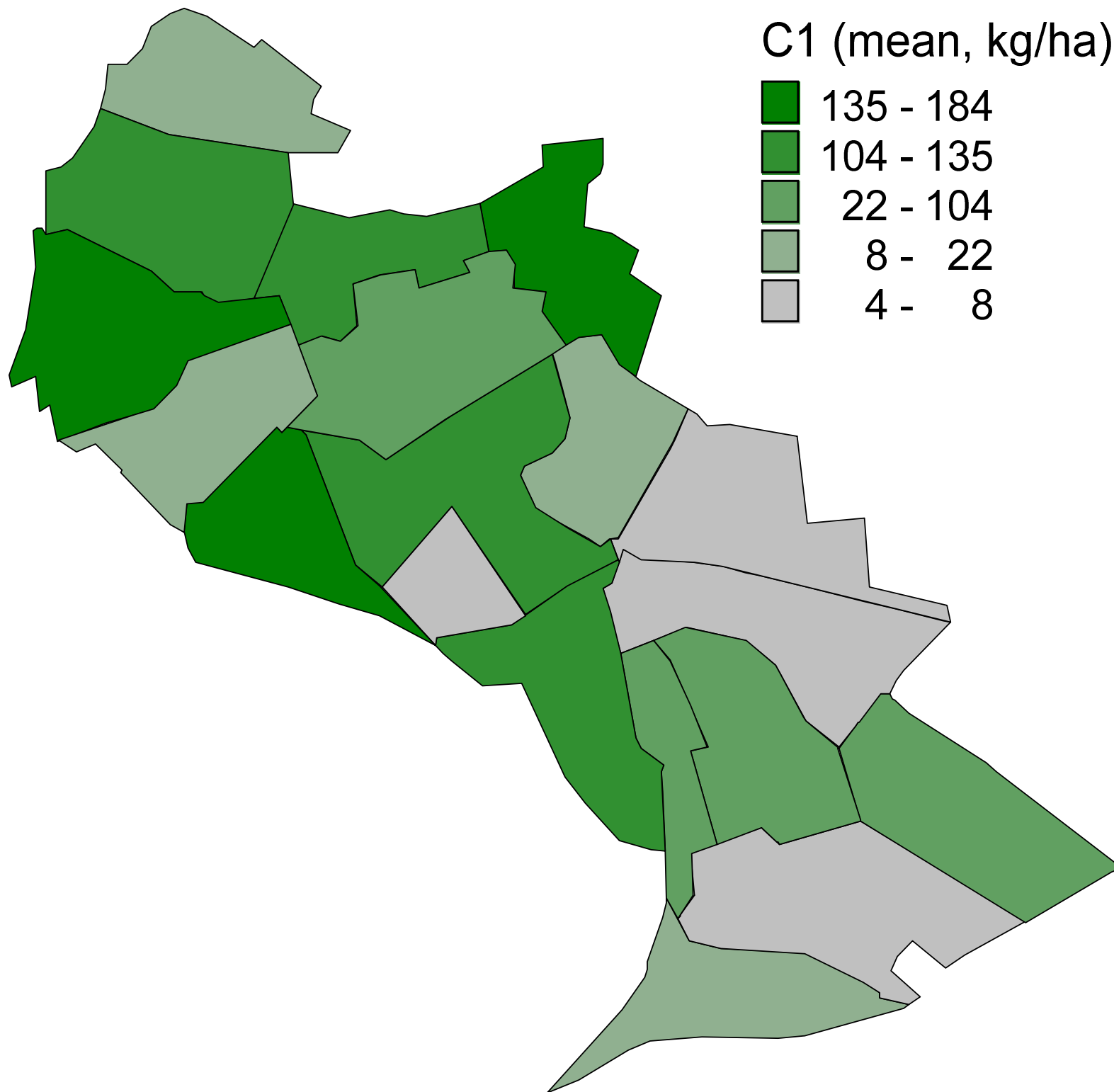


figure6_b

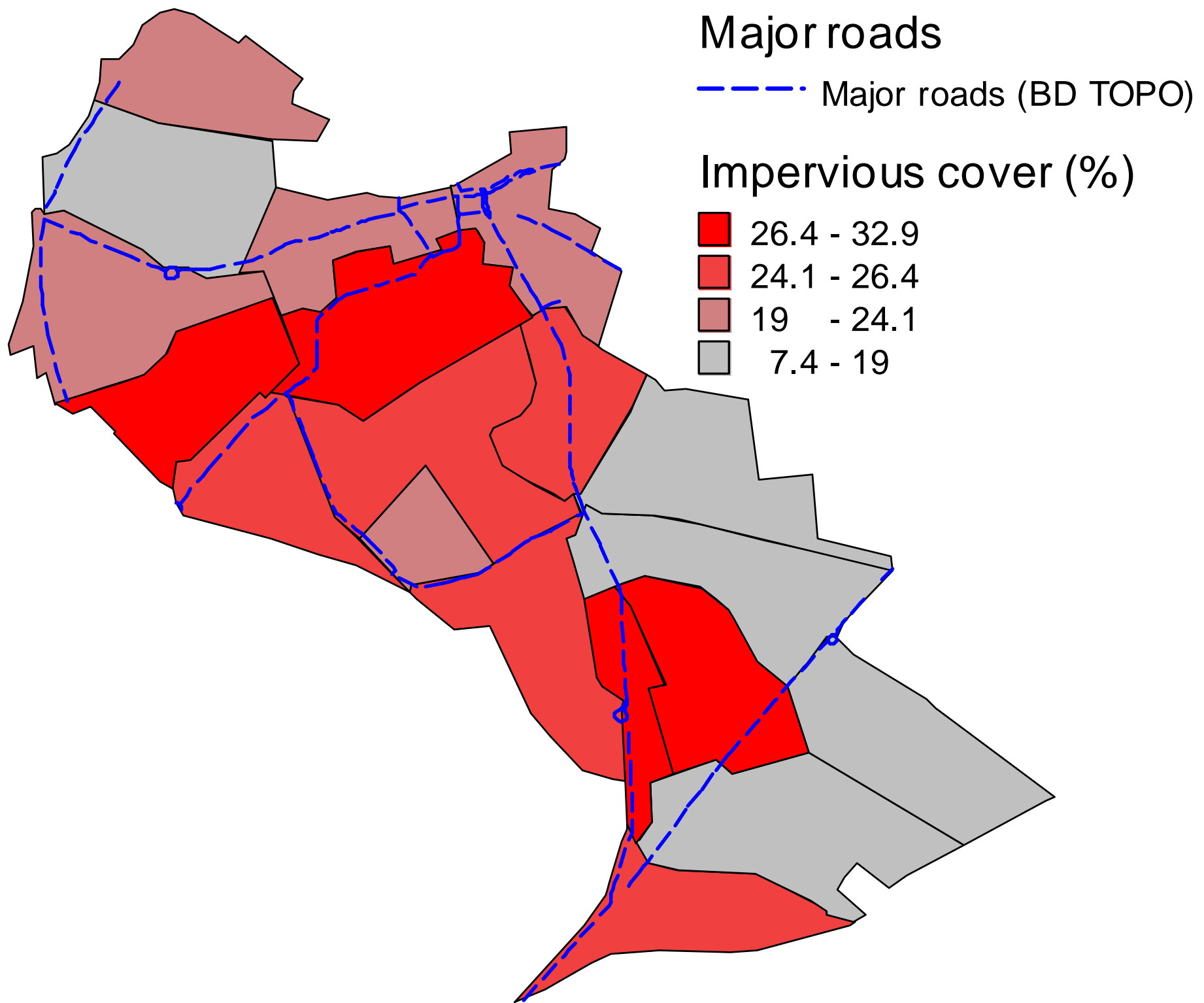


figure7

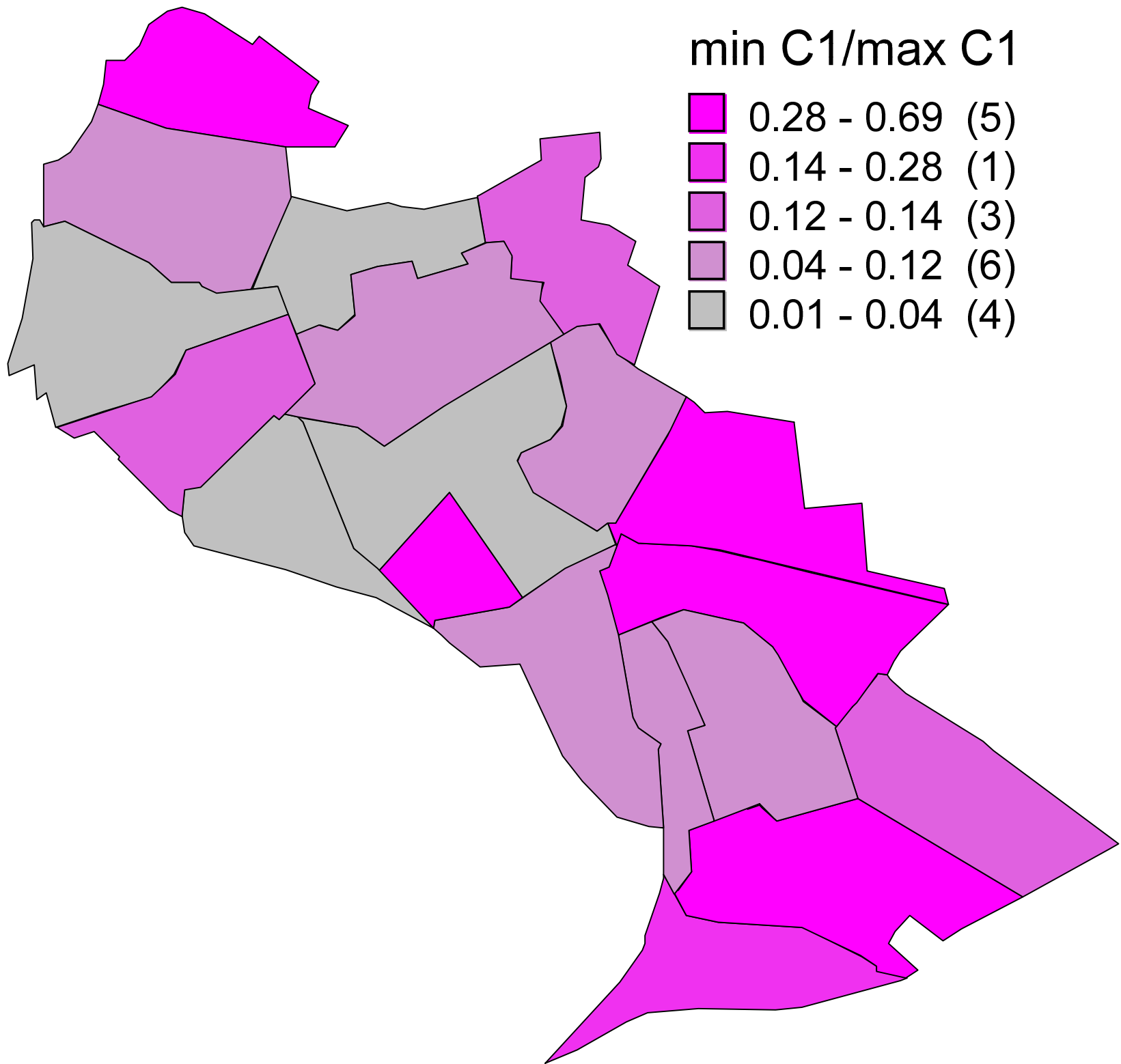
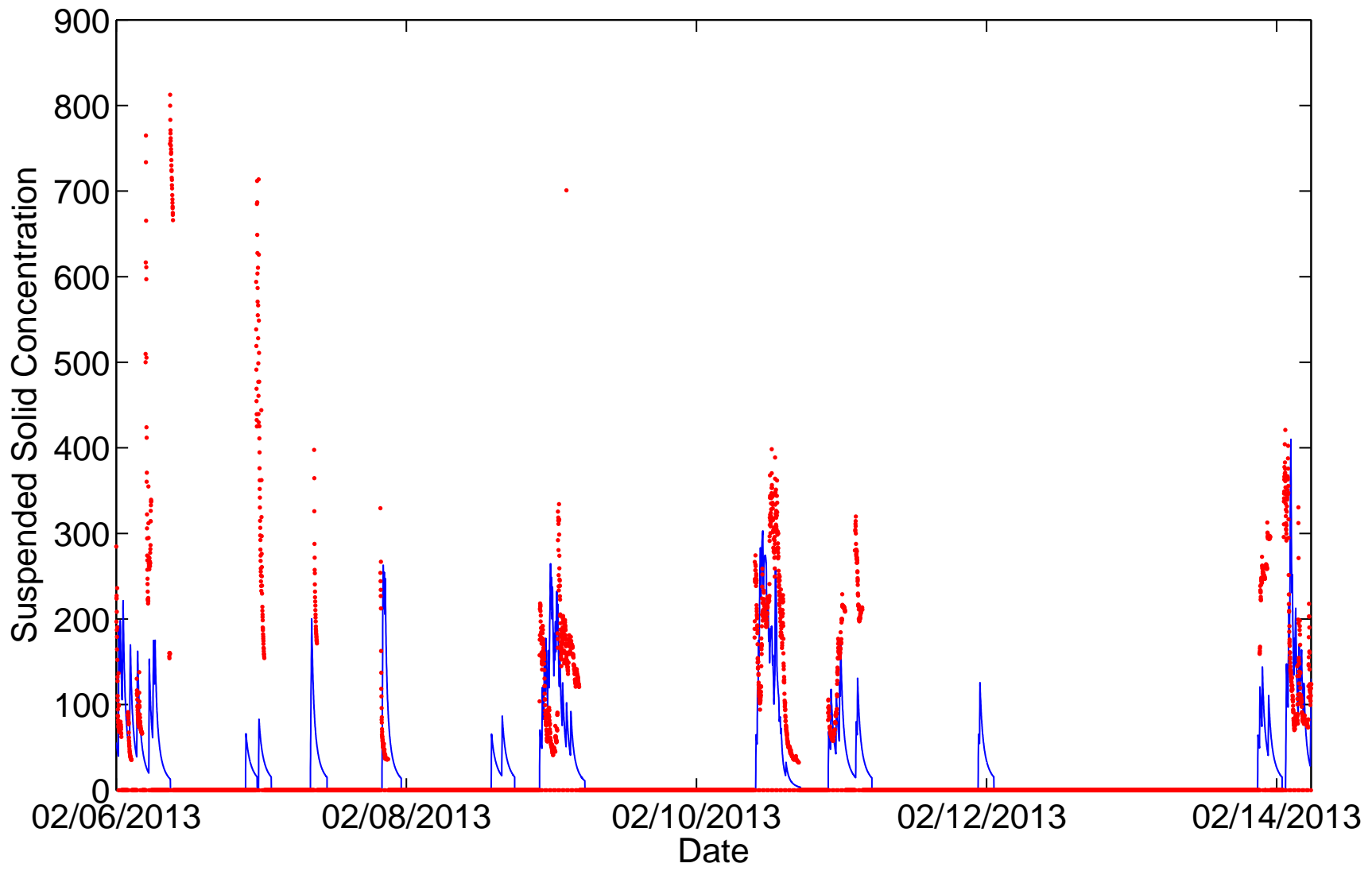
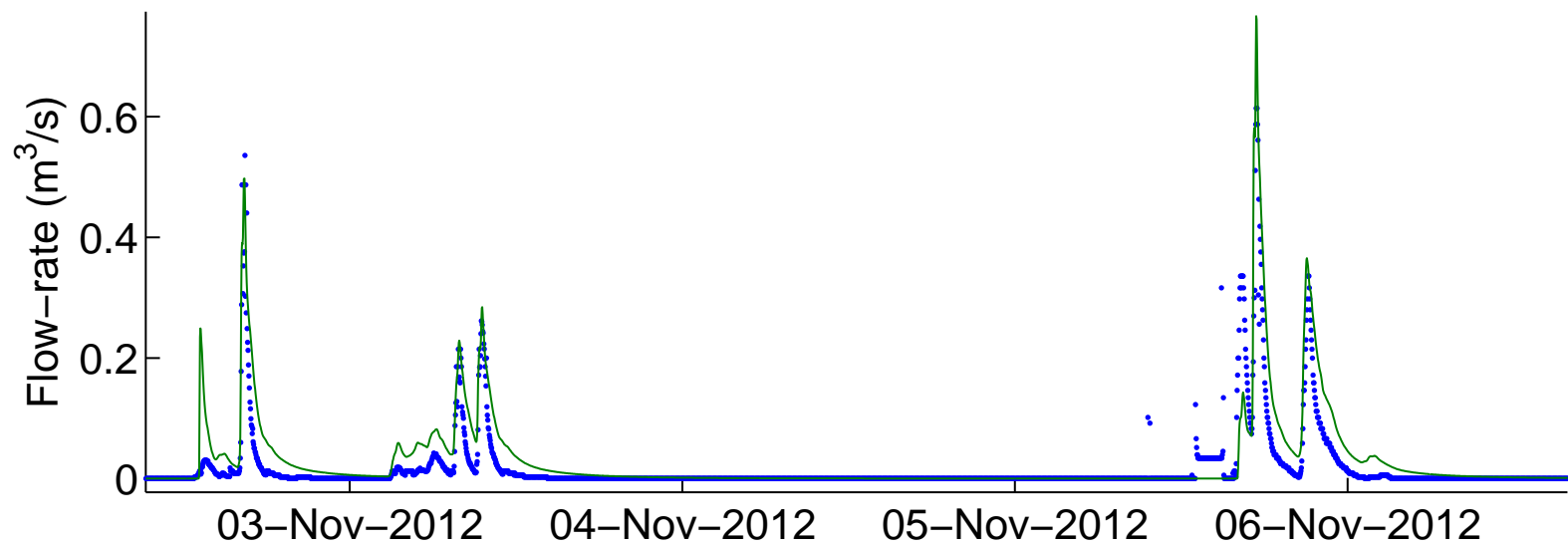
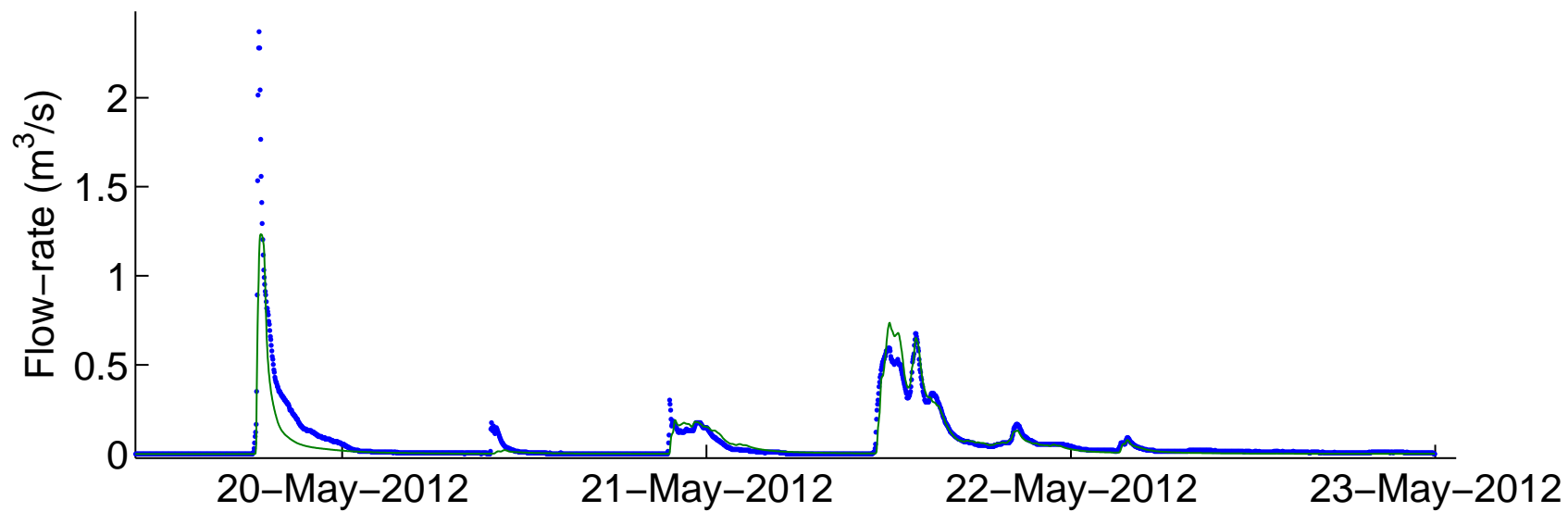
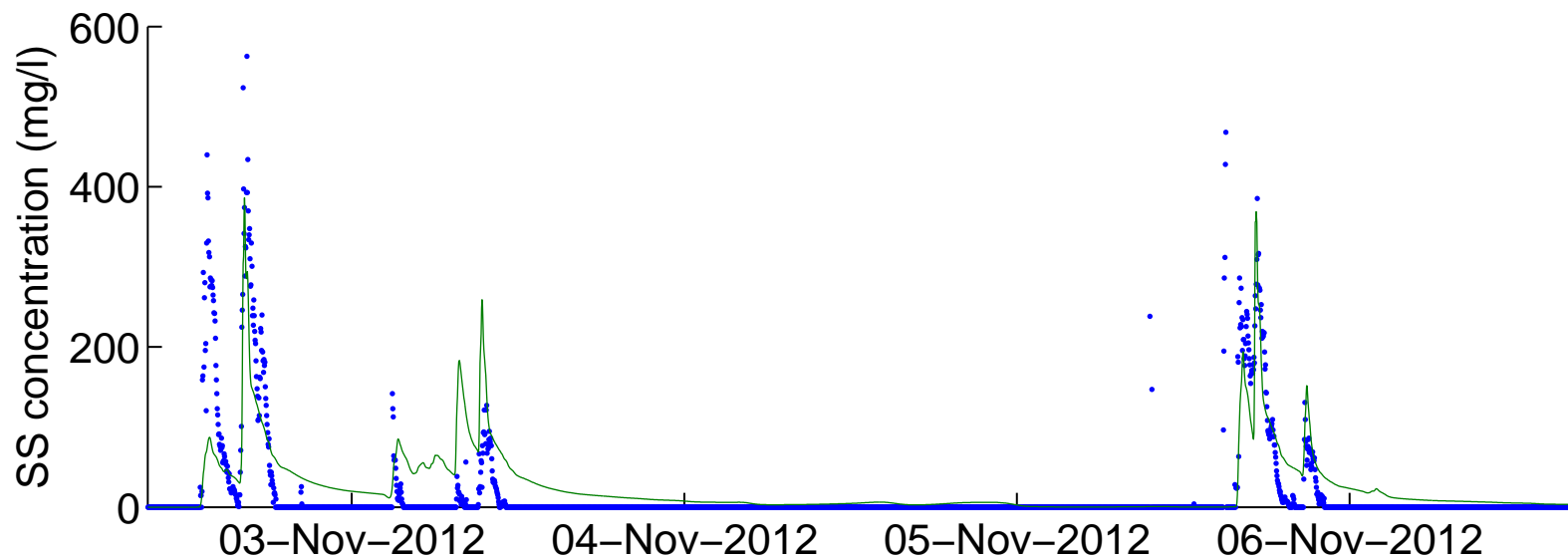
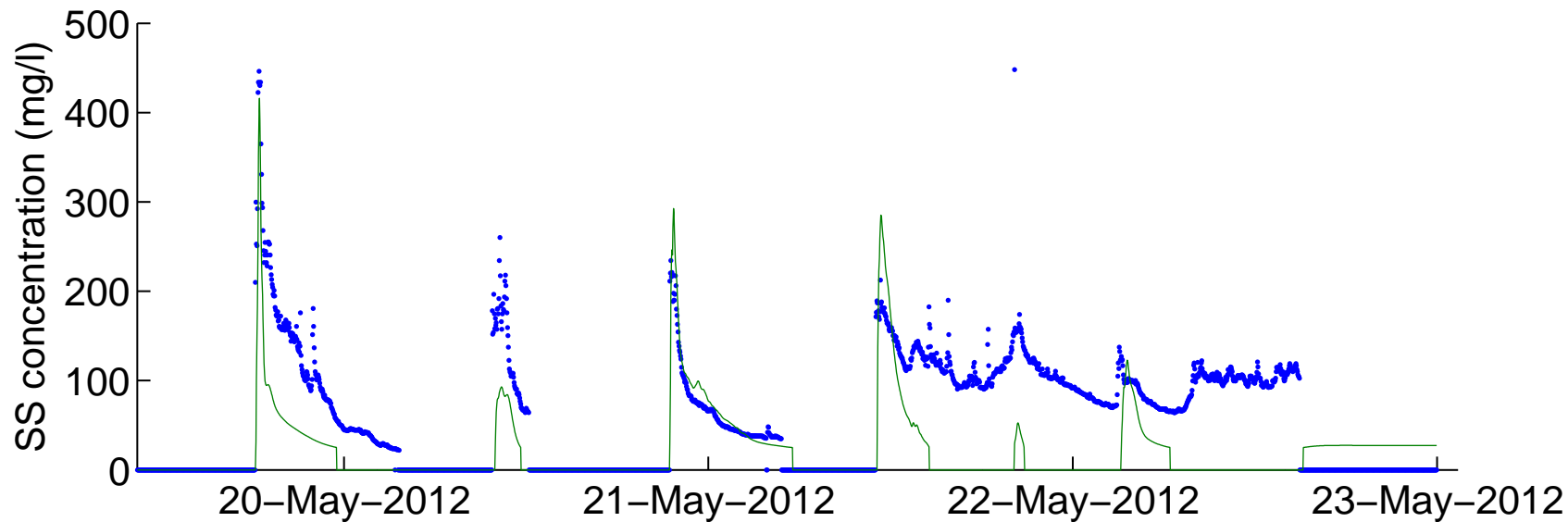


figure8







supplementary material - tables.doc

[Click here to download Supplementary material for on-line publication only: Supplementary material - tables.doc](#)

1 **A new approach of monitoring and physically-based**
2 **modelling to investigate urban wash-off process on a**
3 **road catchment near Paris**

4
5 Yi Hong¹, Celine Bonhomme¹, Minh-Hoang Le², Ghassan
6 Chebbo^{1,3}

7
8 ¹ University Paris-Est, Ecole des Ponts ParisTech, LEESU, 6-8
9 Avenue Blaise Pascal, 77455 Champs-sur- Marne cedex 2,
10 France.

11 ² Université Paris-Est, Ecole des Ponts ParisTech, Laboratoire
12 Saint-Venant, 6 Quai Watier, 78400 Chatou, France

13 ³ Université Libanaise, faculté de génie, campus rafic hariri,
14 Hadat, Lebanon

15 * *Corresponding author: yi.hong@leesu.enpc.fr*

16
17
18 **Abstract:**

19
20 Nowadays, the increasing use of vehicles is causing
21 contaminated stormwater runoff to drain from roads. As the
22 majority of traffic-related pollutants are adsorbed on particles,
23 the detailed understanding of these urban wash-off processes

24 is essential for addressing urban management issues. However,
25 existing modelling approaches are rarely applied for these
26 objectives due to the lack of realistic input data, unsuitability
27 of physical descriptions, and inadequate documentation of
28 model testing. In this context, we implement a method of
29 coupling monitoring surveys with the physically-based
30 FullSWOF (Full Shallow Water equations for Overland Flow)
31 model (Delestre et al., 2014) and the process-based H-R
32 (Hairsine-Rose) model (Hairsine and Rose, 1992a, 1992b) to
33 evaluate urban wash-off process on a road catchment near
34 Paris (Le Perreux sur Marne, Val de Marne, France, 2661 m²).
35 This work is the first time that such an approach is applied for
36 road wash-off modelling in the context of urban stormwater
37 runoff. On-site experimental measurements have shown that
38 only the finest particles of the road dry stocks could be
39 transferred to the sewer inlet during average rainfall events.
40 Simulations over different rainfall events give us promising
41 results in reproducing the various dynamics of water flows and
42 sediment transports at the urban catchment scale. According
43 to results from our sensitivity analysis, initial dry stocks (S) and
44 settling velocity (V_s) are the most influential parameters
45 affecting the Total Suspended Solid (TSS) concentrations and
46 the TSS dynamics, respectively. Furthermore, flow-driven
47 detachment seems to be an insignificant factor in our case

48 study, while raindrop-driven detachment is shown to be the
49 major force for detaching sediment from the studied urban
50 surface. Finally, a multiple sediment classification perspective
51 regarding the Particle Size Distribution (PSD) may be suggested
52 for improving the model performance for future studies.

53

54 **Keywords:** physically based and distributed model; urban
55 wash-off; Hairsine-Rose model; FullSWOF model; Sensitivity
56 analysis;

57

58

59 **1. Introduction**

60

61 It is predicted that by 2050, approximately 64% of the
62 “developing world” and 86% of the “developed world” will be
63 urbanized (Montgomery, 2008). This trend of rapidly increasing
64 urbanization requires a better understanding of the urban
65 wash-off phenomenon in order to develop more advanced
66 management strategies.

67

68 Among the various substances of urban stormwater pollutants,
69 suspended solids, heavy metals and Polycyclic Aromatic
70 Hydrocarbons (PAHs) are widely considered as the major

71 causes of contamination in receiving environments (Aryal et al.,
72 2010; Fletcher et al., 2013; Kim et al., 2005; Zoppou, 2001).
73 Most of these heavy metals and PAHs are found in the
74 particulate phase and associated with fine particles (Aryal et
75 al., 2010). Additionally, the recent investigations of the wet
76 weather pollutant loads in Paris (Bressy et al., 2012; Gasperi et
77 al., 2014) affirmed that 95% of Cu, Pb and PAHs were in
78 particulate form, while the particulate fraction of Cd and Zn
79 was slightly smaller, yet still remaining between 70% and 58%.
80 Therefore, in order to improve the understanding of storm
81 water quality processes and methods for estimating pollutant
82 loads, this study focuses on the suspended particles in urban
83 stormwater runoffs.

84

85 Numerous urban stormwater quality models exist, however,
86 most of them are still unable to adequately reproduce urban
87 wash-off dynamics (Dotto et al., 2012; Kanso, 2004). One of
88 the major reason is the lack of available and reliable local data.
89 According to Duncan, (1995) and Vaze and Chiew, (2003),
90 accurate urban stormwater quality models require detailed
91 spatial and temporal data of rainfall intensity, water runoff
92 characteristics and pollutants' features (e.g. Weight, Size,
93 Settling velocity). Since it is impossible to collect sufficient
94 water runoff data over different temporal and spatial points of

95 an urban catchment, the application of Full Shallow-Water
96 equations with extremely high-resolution topographic data is a
97 promising approach for representing stormwater runoff
98 processes (Fletcher et al., 2013; Grayson et al., 1992a, 1992b).
99 Another challenge of modelling urban stormwater quality is
100 the shortage of physical descriptions of pollutant wash-off
101 mechanisms. Until now, current urban wash-off models are
102 generally based on exponential wash-off functions (e.g.
103 SWMM, M-QUAL, HSPE, STORM etc.), assuming the rate of
104 particle loss on a catchment scale is directly proportional to
105 the availability of the pollutants on the road surface and to the
106 water flow. With these equations, urban spatial
107 heterogeneities are neglected, leaving models to rely on
108 extensive calibration of empirical wash-off coefficients, a fact
109 that limits their predictive capacities (Tsihrintzis and Hamid,
110 1997). Thus, greater insight into the physical processes of
111 particulate detachment and transport will provide a more
112 detailed understanding of the movement of pollutants in
113 urban landscapes.

114

115 In this study, the Hairsine-Rose (H-R) model (Hairsine and Rose,
116 1992a, 1992b) coupled with the FullSWOF (Full Shallow-Water
117 equations for Overland Flow) modelling system (Delestre et al.,
118 2014; Le et al., 2015) is applied. Unlike other physically based

119 approaches, the H-R model calculates raindrop-driven
120 detachment, flow-driven detachment and deposition
121 processes separately, with the net outcome being the
122 difference between these process groups. The H-R model also
123 simulates a deposited layer that differs from the original soil in
124 its composition and detachability, which allows us to
125 distinctively model urban dust and road pavement.

126

127 This study is the first time that the H-R model is applied and
128 analyzed within the context of urban stormwater wash-off,
129 using the example of a road catchment near Paris. With this
130 new approach, our objective is to examine urban surface
131 wash-off dynamics for several stormwater events. This
132 approach couples detailed monitoring surveys and physically-
133 based modelling, which may help to advance the
134 understanding of stormwater wash-off mechanisms. For this
135 purpose, special monitoring efforts are made in order to
136 provide realistic input data, such as high-resolution
137 topographic data (10cm resolution) and rainfall data (every 0.1
138 mm), as well as the mass of dry and wet deposited sediments
139 and their Particle Size Distribution (PSD). Model outputs are
140 then compared to continuous measurements of water flows
141 and Total Suspended Solid (TSS) concentrations which, are
142 derived from turbidity measurements at the sewer inlet for the

143 purpose of analyzing model performance and parameter
144 sensitivities. The following sections will provide details on
145 monitoring surveys for the road catchment, model
146 configurations, parameter investigations as well as analyses on
147 model performance.

148

149 **2. Materials and methods**

150 **2.1. Study site**

151 A small urban road catchment near Paris (Le Perreux sur
152 Marne, Val de Marne, France), including a segment of high
153 traffic volume (more than 30,000 vehicles per day) and its
154 adjacent sidewalk and parking zones, are selected for this
155 study. A gutter is located between the road and the sidewalk,
156 allowing water flow from the upper part of the catchment to
157 the sewer inlet (FIG. 1). The total surface of the study basin is
158 2661 m²; the western section on a higher incline than the
159 eastern side, with an average slope of less than 2%.

160

161 **2.2. On-site monitoring and sampling**

162 **2.2.1. Rainfall measurements**

163 A tipping-bucket rain gauge is installed on the roof of a
164 building close to the road catchment (less than 150 meters).

165 The pluviometer has a resolution of 0.1 mm. As the study area

166 is quite small, rainfall is considered as homogeneous within the
167 basin. Monitoring took place between September 20, 2014
168 and April 27, 2015, identifying different rainfall events by
169 intervals longer than 90 minutes between two tipping records
170 and total rainfall depth of each event of more than 1mm.

171

172 *2.2.2. Monitoring at the sewer inlet*

173 The sewer inlet is equipped for continuous monitoring of
174 discharge, turbidity and ability to perform samplings for the
175 analysis of Particles Size Distribution (PSD) and the PAHs
176 features (FIG. 2a). The flow is measured by a Nivus Flowmeter,
177 using the cross correlation method in order to calculate flow
178 speed for different layers in a full pipe, which increased the
179 reliability of data. The water discharge is recorded with a 1
180 minute time interval inside the road inlet. At the same time, a
181 multi-parameter probe (mini-probe OTT) is installed with the
182 flowmeter, measuring turbidity with a 1minute time interval.
183 For several rainfall events, a peristaltic pump (Watson Marlow)
184 pumped 250 mL of water at regular volume intervals entering
185 the inlet for the purpose of measuring mean TSS
186 concentrations at the scale of rainfall event. The sampling
187 bottles are located in a cabinet at the side of the road (FIG. 2b).
188 The complete monitoring system is presented in FIG. 2c. The
189 TSS-Turbidity relationship is therefore established based on

190 samplings during 16 rainfall events during the study period,
191 which follows a linear regression $TSS=0.8533 \cdot \text{Turbidity}$, with
192 the R^2 equal to 0.97.

193

194 *2.2.3. Road dust sampling*

195 In the framework of the ANR (French National Agency for
196 Research) Trafipollu project, the road dust sampling was
197 carried out by LEESU/ENPC and IFSTTAR (French Institute of
198 Science and Technology for Transport, development and
199 networks) Nantes on the 14th of October, 2014. The
200 experimental protocol is described in detail in (Bechet et al.,
201 2015). The samples were collected in dry-weather after a dry
202 period of 2 days. A two-square meter surface was delimited
203 with adhesive tape. After hand-brushing the surface, the road
204 dust was dry-vacuumed using a vacuum cleaner (Rowenta
205 ZR80)(Fig. 3b)). Road dust samples were collected in paper
206 filters along the road: on the sidewalk, in the gutter and on the
207 road (3 positions over 3 locations (number 1 to 3)).

208

209 **2.3. Particle Size Distribution (PSD) analysis**

210 For both dry samples (road dust) and wet samples (sewer inlet),
211 particle size analysis is performed using a laser diffractometer
212 for a fraction below 2mm (Malvern® Mastersizer 3000), while
213 the volume distribution is calculated with the MIE theory. In

214 order to compare the mass distribution of dry deposits and
215 suspended solids in the stormwater, the total mass of either
216 road dust or TSS load for the entire catchment is calculated
217 independently. Assuming the distribution of sediments is
218 uniform throughout the road surface, the measurements of
219 the deposit samples (2 m²) are used to calculate the total mass
220 of road dust on the catchment surface (2661 m²). Likewise, the
221 total mass of loaded TSS during a rainfall event can be
222 calculated by multiplying the measured mean TSS
223 concentration by the total volume of flow water for each event.

224

225 **2.4. High resolution topographic data**

226 The accuracy of a process-based wash-off model depends on
227 the accurate simulation of water flows. Therefore, precisely
228 defined topographic data is adapted to the study site. In the
229 framework of the ANR-Trafipollu project, topographical data of
230 1cm-resolution was collected by an on-vehicle LiDAR by the
231 National Institute of Geography of France (IGN). In order to
232 have the model apply with an adequate number of pixels, an
233 aggregation of 1cm-resolution to 10cm-resolution is
234 performed (FIG 4).

235

236 **2.5. Model description**

237 **2.5.1. Water quantity modelling**

238 The C++ code FullSWOF is applied for the water flow modelling
239 in this study. The FullSWOF model uses a finite volume scheme
240 to solve bidimensional Shallow-Water (SW) equations with
241 topographical and friction source terms. The water infiltration
242 process is represented by using the Green and Ampt model.
243 Recently, (Le et al., 2015) recalled the studies of (Heng et al.,
244 2009; Kim et al., 2013), and introduced a faster numerical
245 scheme for coupling the Hairsine-Rose (H-R) model with SW
246 equations. These authors introduced a numerical scheme for
247 coupling the H-R model with SW equations within the
248 FullSWOF system, allowing the simulation of soil erosion and
249 transport processes of sediments.

250

251 **2.5.2. Wash-off modelling**

252 In this study, it is supposed that the size distribution of the
253 sediment is represented by a single characteristic grain
254 size/settling velocity value, which is used to calculate net
255 sediment deposition and delivery. This assumption is linked to
256 experimental results obtained from urban dust analysis, and
257 will be explained in another section. This simplification greatly
258 reduces the model complexity. The process-based H-R model is

259 then applied for this single-class road dust particle.

260

261 The H-R model allows any sediment particle to be present in
262 one of three compartments: the flow itself (in the form of
263 suspended solid), the deposited layer, or the original soil. Once
264 sediments have been detached by the impact of raindrops,
265 particles can be suspended or return to the bed by deposition,
266 forming a deposited layer from which they can be
267 subsequently re-detached. Two types of wash-off processes
268 are considered: the first one is due to rainfall impact; and the
269 second one is due to the shear stress exerted on soil by
270 overland flow. While these wash-off processes continuously
271 add sediment to overland water flow, the process of
272 deposition causes a continuous loss of sediments in the flow
273 and form a deposited layer. Therefore, some fraction of the
274 original soil surface is always covered by a layer of deposited
275 sediment. This presumption allows the model to distinguish
276 between the rates of detachment of the original cohesive soil
277 and non-cohesive deposited sediments. In the case of the
278 urban catchment, the road asphalt is considered as a non-
279 erodible original soil, while the road dust is the deposited layer.

280 This consideration leads to a simplification of the initial H-R
281 model by neglecting the terms of e and r in case of urban
282 context. The processes represented in the H-R model are

283 illustrated in Fig. 5:

284

285 The H-R model reflects the conservation of mass entering and

286 exiting a cell. Using the simplification, the mass balance

287 equations can be written as below (1 - 2):

288

$$\frac{\partial hc}{\partial t} + \frac{\partial qc}{\partial x} = e_r + r_r - d \quad (1)$$

289

$$\frac{dm}{dt} = d - e_r - r_r \quad (2)$$

290

291 Where c represents the TSS concentration in mass per unit

292 volume; m refers to the deposited sediment mass per unit area;

293 e_r and r_r means the rate of rainfall-driven and flow-driven

294 detachment for deposited layer, respectively; h is the water-

295 height and q is water flux which are computed from the SW

296 equations; and d is the deposition. The terms e_r , r_r and d can

297 be written by Eq.3 - 5:

298

$$e_r = a_d P \quad (3)$$

$$r_r = \frac{\Omega_e}{\frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_s} gh} \quad (4)$$

299

$$d = v_s c \quad (5)$$

300

301 Where,

302 - α_d is the detachability of the deposited sediment ($kg\ m^{-3}$);

303 - P is the rainfall intensity (m/s);

304 - Ω_e is the effective stream power (W/m^2);

305 - ρ_s and ρ_w are the densities of sediment and water (kg/m^3);

306 - h is the water-height (m);

307 - g is the standard gravity (m/s^2);

308 - v_s is the settling velocity of the single-class particle in water
309 (m/s).

310

311 According to the Eq.3, the rate of rainfall detachment(e_r) is
312 considered to be dependent on rainfall rate (P). As flow-driven
313 detachment results from the action of overland flow, the
314 cohesive strength of this deposited sediment is considered
315 negligible, thus, the resisting force only depends on the
316 immersed weight of sediments. The power expended in lifting
317 the sediment to some height in the flow is directly calculated
318 by the rate of change of potential energy of the sediment
319 (Eq.4). The detachability α_d and the effective stream power Ω_e
320 can be written as Eq.6-8:

321

$$a_d = \begin{cases} a_{d0}, & h \leq h_0 \\ a_{d0} \left(\frac{h_0}{h}\right)^b, & h > h_0 \end{cases} \quad (6)$$

322

$$323 \quad \Omega_e = F(\Omega - \Omega_0) \quad (7)$$

$$324 \quad \Omega = \rho_w g S_f q \quad (8)$$

325

326 Where:

- 327 - a_{d0} is the initial detachability of deposited sediment ($kg\ m^{-3}$);
- 328 - h_0 is the threshold of flow depth, above which the
- 329 detachability will decline (m);
- 330 - b is a positive constant.
- 331 - F is the effective fraction of excess stream power;
- 332 - Ω is the calculated total stream power (W/m^2);
- 333 - Ω_0 is the threshold stream power below which there is no
- 334 entrainment (W/m^2);
- 335 - S_f is the friction slope which is calculated by Manning's
- 336 equations;

337

338 Eq.6 illustrates that the raindrop impact detachability declines
 339 with the rise in flow depth when it is beyond a certain
 340 threshold. This principle was originally proposed by (Mutchler
 341 and Hansen, 1970), and revised by (Proffitt et al., 1991) for the
 342 H-R model., Eq.7-8 show that the rate of flow-driven

343 detachment is due to the effective stream power (Ω_e), while
344 the source and sinks of stream power in overland flow are
345 shown in FIG. 5.

346

347 **2.6. Model performance and Sensitivity analysis**

348 **2.6.1. RMSD and PCC objective functions**

349 In this paper, the model's ability to replicate the overall TSS
350 concentrations is first evaluated by the widely used Root-
351 Mean-Square-Deviation objective function (*RMSD*) (Eq.9):

352

$$RMSD = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^n (Sim_t - Obs_t)^2}{n}} \quad (9)$$

353 Where n is the total duration of the simulated rainfall duration,
354 Sim_t and Obs_t are the simulated and observed TSS
355 concentration at t^{th} minute.

356

357 However, Gupta et al., (2009) summarized that when using the
358 RMSD and its related Nash-Sutcliffe efficiency (NSE) criterion,
359 the bias between the simulated and measured signals are
360 systematically over-weighted, while the TSS variability and the
361 relative correlation are underestimated. Consequently, the
362 RMSD coefficient assigns more importance to the highest TSS
363 values, which have the most significant discrepancies between

364 measurements and simulations, than the other moderate
 365 fluctuations. As for the urban wash-off phenomenon, the first
 366 TSS concentration peaks are typically much more important
 367 than subsequent peaks, thus, using only the RMSD objective
 368 function could not truly evaluate the model's performance on
 369 the overall TSS dynamics. In this case, we introduced the
 370 Pearson's Correlation Coefficient (*PCC*) objective function as a
 371 complement to address this issue (Eq.10):

372

373

PCC

$$= \frac{\sum_{t=1}^n (Sim_t - \overline{Sim})(Obs_t - \overline{Obs})}{\sqrt{\sum_{t=1}^n (Sim_t - \overline{Sim})^2} \sqrt{\sum_{t=1}^n (Obs_t - \overline{Obs})^2}} \quad (10)$$

374

375 Where n is the total duration of the simulated rainfall duration,
 376 Sim_t and Obs_t are the simulated and observed TSS
 377 concentration at t^{th} minute, \overline{Sim} and \overline{Obs} are the mean
 378 simulated and observed TSS concentration.

379

380 Moreover, in order to investigate the continuous progress of
 381 the model performance, the evolution of the PCC coefficient
 382 during the rainfall event could be calculated by Eq.11. Eq.11 is
 383 quite similar to Eq.10, the only difference being that n is
 384 replaced by T , which indicates every minute in the duration of

385 the rainfall event:

386

$$\begin{aligned} PCC_T &= \frac{\sum_{t=1}^T (Sim_t - \overline{Sim})(Obs_t - \overline{Obs})}{\sqrt{\sum_{t=1}^T (Sim_t - \overline{Sim})^2} \sqrt{\sum_{t=1}^T (Obs_t - \overline{Obs})^2}} \end{aligned} \quad (11)$$

387

388 **2.6.2. One-at-a-time (OAT) method and the Main-effect**

389 The One-At-a-Time (OAT) parameter sampling method is
390 applied for the sensitivity analysis. The OAT method consists
391 of analyzing the effect of varying one model input factor at a
392 time while keeping all other parameters fixed (Saltelli and
393 Annoni, 2010). As discussed by Box et al., (2005); Frey et al.,
394 (2003) and Saltelli and Annoni, (2010), the OAT design is
395 particularly suited for modelling approaches with stable
396 simulations (unchanged outputs with same input factors) and
397 where the computational time is costly. This is especially the
398 case for such a complex physically-based model such as
399 FullSWOF. Using this principle, a saturated three-level OAT
400 design is applied for calculating the main effects of each
401 investigated parameter:

402

$$\begin{aligned}
Eff(x_i) = \frac{1}{2} \left\{ \frac{1}{3^{(N-1)}} \left| \sum_{x \neq x_i}^3 Y(x_i = level "1") \right. \right. \\
- \sum_{x \neq x_i}^3 Y(x_i = level "0") \left. \right| \\
+ \frac{1}{3^{(N-1)}} \left| \sum_{x \neq x_i}^3 Y(x_i = level "0") \right. \\
- \left. \left. \sum_{x \neq x_i}^3 Y(x_i = level " - 1") \right| \right\} \quad (12)
\end{aligned}$$

403

404 Where the $Eff_{(x_i)}$ is the main effect of the i^{th} parameter of X ; N is
405 the number of the investigated parameters; Y is the outcome
406 of the objective function of a given set of input factors; each
407 parameter could take 3 different values (levels), which are
408 noted as level "1", level "0" and level "-1".

409

410 As presented in Eq. 12, the OAT method allows us to have a
411 quick overview of the parameter sensitivities with a limited
412 number of simulation runs. Moreover, since all the modelling
413 results are used to evaluate the main effect of every individual
414 parameter, the estimates of the effects of each factor are
415 precise. Furthermore, in the case of model aberrations that
416 may arise, this OAT method allows us to immediately find the
417 input factor involved.

418

419 **2.6.3. The investigated parameters**

420 Generally, the simplified H-R model used here needs to define
421 three parameters concerning the raindrop impact detachment
422 (a_{d0} , h_0 , b), two parameters involving the flow-driven
423 detachment (F , Ω_0), and two physical properties which are
424 difficult to measure accurately (V_s , S).

425

426 Following (Mutchler and Hansen, 1970), most researchers
427 (Heng et al., 2009; J. P. Schultz et al., 1985; Proffitt et al., 1991;
428 Torri et al., 1987) consider that $h_0 = 0.33 D_R$, where D_R is the
429 mean raindrop size. We use the same presumption in this
430 study, with $D_R = 2 \text{ mm}$ for the Parisian region in France
431 (Gloaguen and Lavergnat, 1995; Marshall and Palmer, 1948),
432 the parameter is hence fixed as $h_0 = 0.7 \text{ mm}$.

433

434 As for the parameters a_{d0} , b , F , and Ω_0 , their tested values are
435 determined by following the investigations of Beuselinck et al.,
436 (2002); Heng et al., (2011); Hogarth et al., (2004); Jomaa et al.,
437 (2010); Proffitt et al., (1991). These authors have inspected the
438 optimized parameter values of the H-R model for several case
439 studies. Although these parameter studies are based on
440 erosion processes in natural soils, the physical interpretations
441 of the indicated 4 parameters are related to the properties of
442 sediment particles and water flows. Therefore, we could learn

443 from the previous findings for the current investigation of
444 urban wash-off modelling.

445

446 The settling velocity (V_s) and the initial dry stock (S) are roughly
447 estimated from the measured data. As it is difficult to obtain
448 the exact values of these parameters, we tested the other two
449 values (one above and one below) the measured data. In
450 general, the saturated three-level OAT method simulates all
451 possible combinations of 6 parameters, with a computational
452 cost equal to $3^6 = 729$ points for each rainfall event. The tested
453 parameter values are listed in Table 1:

454

455 **3. Results and discussions**

456 **3.1. Field data treatment and analysis**

457 ***3.1.1. Rainfall events selection***

458 56 rainfall events have been identified during the study period
459 of September 20, 2014 to April 27, 2015. An analysis of rainfall
460 depth, mean intensity, event duration and antecedent dry days
461 are performed for all the precipitation events in order to
462 highlight their characteristics (FIG. 7):

463

464 According to the FIG. 7 (a)(b), we can observe that most
465 rainfall events within the study area of Eastern Paris, are

466 considered low. In fact, more than 88% of rainfall events have a
467 rain depth of less than 8 mm, and nearly 89% of rainfall events
468 have a mean intensity of smaller than 3 mm/hr. Additionally,
469 FIG. 7 (c)(d) shows that event duration and antecedent dry
470 days are a little more dispersed. However, most rainfall events
471 observed are shorter than 7 hours (87%), while 88% of the
472 events are preceded by a previous rainfall event by less than 8
473 days.

474

475 As the distributed FullSWOF model is implemented on a 10^6
476 pixel grid, the simulation is quite time-consuming. Therefore,
477 we have to select several rainfall events which contain
478 different characteristics in order to characterize the overall
479 performance of the FullSWOF model within an urban context.
480 Among the rainfall events observed, we selected 6 typical
481 events for model application and performance evaluation. The
482 summary of selected rainfall events is listed in Table 2:

483

484 *3.1.2. Total mass and PSD of TSS and dry stocks*

485 The total mass of TSS for several rainfall events and the total
486 weight of road dry stocks over the entire catchment are
487 approximated based on stormwater samplings and road dust
488 samplings (FIG. 8). Generally, the eroded sediment mass
489 collected in the sewer inlet is lower than the estimated dry

490 stocks, indicating that a large proportion of the deposited
491 particles are not transferred into the sewer networks during
492 the rainfall events, and instead remain on the ground after the
493 rainfall event. We also observed that the dry deposited mass
494 on the road sites (location C) is much lower than that found on
495 the sidewalk and gutter sites (location A, B), however, the PSD
496 analysis could provide more information about the effect that
497 each part of the road catchment has on suspended solids.

498

499 The mass distributions of the washed off particles and the
500 estimated dry deposits for the entire catchment are compared
501 in FIG. 9. As the dry weather samples are performed at 3 sites
502 (sidewalk-gutter-road) over 3 locations (1-2-3), the mass
503 distribution of the different sites can be observed separately:

504

505 According to FIG. 9, the PSD found in stormwater samples is
506 quite different than road dust samples; as stormwater runoff
507 contains a majority of fine particles (<50 μm) which represent
508 more than 90% of its TSS load, compared to only 10% found in
509 road dust samples. Additionally, it can be noted that road dust
510 contains less sediment mass than the other sites, especially in
511 terms of fine sediments, whereas sidewalks contribute more to
512 the particle flux in stormwater.

513

514 For the modelling approach, since the TSS concentration is
515 derived from turbidity observations and the turbidimeter
516 (mini-probe OTT) can only measure fine particles (< 2mm),
517 coarser particles could not be measured at the sewer inlet.
518 Therefore, we only focus on the fine sediments. The level "0"
519 of the initial dry stocks (S) is set to 1 g/m^2 , by homogenizing
520 the mean total mass of TSS of the 6 investigated rainfall events
521 (FIG. 8) over the entire catchment. Furthermore, as the
522 suspended solids in stormwater represent only a small part of
523 sediment in dry stocks, we applied the single-class sediment
524 assumption in the current study. The particle size is fixed to be
525 15 μm , which represents the median diameter (d_{50}) of the
526 stormwater TSS samples. Thus, the level "0" of the settling
527 velocity could be calculated using (Cheng, 1997) equation,
528 equal to 0.001 m/s.

529

530 **3.2. Water flow simulations**

531 An accurate water quantity simulation is necessary for the kind
532 of water quality modelling required by such a process-based
533 model. Therefore, a trial and error procedure is performed for
534 calibrating the Manning coefficient in order to accurately
535 reproduce the water flow. The RMSD and the NSE is used to
536 evaluate the model performance. An optimized Manning
537 coefficient value of 0.05 is calibrated for the event of Feb. 28th

538 2015 and validated for the other 5 examined rainfall events. As
539 seen in FIG. 10, the performance of the quantitative simulation
540 is quite correct, compared to our previous work with the
541 SWMM model (Rossman, 2010), as the NSE value of the
542 calibrated model is improved from 0.7 to 0.9. Therefore, the
543 use of such a physically-based and distributed model
544 integrating the full shallow-water equations is more accurate
545 than using only Mannings' formula for the water flow
546 simulation at the scale of a small road catchment.

547

548 **3.3. Water quality simulations with the saturated three-level** 549 **OAT method**

550 The saturated three-level OAT method of 6 parameters is
551 performed for the 2 rainfall events of Oct. 7th 2014 and Feb.
552 28th 2014. The cost is $3^6 = 729$ simulation runs for each event.
553 The event of Oct. 7th 2014 has only one runoff peak while the
554 other event contains several. Moreover, the durations of these
555 two events are relatively short (only 2.2 and 1.2 hours
556 respectively), which require shorter simulation times
557 compared to other precipitation events.

558

559 ***3.3.1. "Best-fitted" TSS simulations with the OAT method***

560 The "best-fitted" TSS simulations with the saturated three-
561 level OAT method are displayed in FIG. 11. Although the

562 simulations are performed by using discrete parameter values
563 with very limited calibration efforts, the results are quite
564 promising for the road wash-off modelling. However, even
565 though the performance of the model seems satisfying visibly,
566 the NSE and RMSD criterion show poor outcomes, owing
567 mainly to the significant deviation between the measured and
568 simulated TSS concentrations. Since the objective of this study
569 is to investigate the effects of parameters on TSS dynamics, the
570 correlation coefficient may be more representative of
571 simulating the trend of TSS dynamics.

572

573 *3.3.2. Sensitivity analysis of H-R parameters*

574 The main effect of each input parameter is assessed by an
575 overall comparison of the model output with the measured
576 TSS. The RMSD and the PCC objective functions are used to
577 identify the discrepancies between the measured and
578 simulated TSS concentrations at the sewer inlet. The results
579 are shown in Table. 3:

580

581 As presented in table.3, the initial dry stock (S) and the settling
582 velocity (V_s) are the most influential parameters when using
583 either two of the objective functions. This result is may
584 because of the assumption that only the deposited layer is
585 presented in the model, there is hence no cohesive resistance

586 for detaching the available particles, the amount of the
587 available dry stock and the sedimentation are therefore the
588 essential factors to control the wash-off process.

589

590 Meanwhile, the parameters related to flow-driven detachment
591 (F , Ω_0) seem to be insensitive to the TSS concentration at the
592 sewer inlet. This phenomenon is mainly due to the low rainfall
593 experienced in our study period and location, as the
594 subsequent water flow rarely exceeded the threshold for
595 initiating detachment. We therefore concluded that the
596 detachment is predominately caused by raindrop impact.

597

598 On the other hand, the results of the parameter sensitivity by
599 using RMSD or PCC objective functions are slightly different,
600 particularly for the parameters of S and V_s . Although the initial
601 dry stock (S) is proved to be the most sensitive parameter by
602 using RMSD, the settling velocity (V_s) is more influential by
603 using PCC. That indicate that the amount of TSS concentrations
604 are generally impacted by the initial dry stock (S), while the
605 trend of the TSS dynamics is primarily impacted by the settling
606 velocity (V_s). Moreover, the V_s is much more sensitive than the
607 S when using PCC for the event of Feb. 28th 2015, whereas it is
608 not the same situation when used for the event of Oct. 7th
609 2014. As this result is mostly due to the presence of several

610 small peaks of TSS concentration for the event of Feb. 28th
611 2015, using PCC could better describe the effects of
612 parameters on simulating TSS dynamics. Similarly, since the
613 TSS concentration in urban stormwater flows are often
614 characterized by its significant first peak, using the RMSE
615 objective function may not be efficient at representing the
616 effects of parameters on subsequent peaks, therefore using
617 the PCC in this case could offer a more advantageous benefit.

618

619 *3.3.3. Continuous effects of the settling velocity (V_s) on TSS*

620 Since the V_s was confirmed to be the most influential
621 parameter on TSS dynamics in our study, a continuous TSS
622 correlation analysis is performed in order to investigate
623 continuously the effects of the settling velocity on the model
624 performance for 5 rainfall events. The selected events contain
625 several runoff peaks and TSS concentrations. Therefore, we
626 fixed all other parameter values at a level of '0', while the
627 values of V_s could be varied. The results are displayed in FIG. 12:

628

629 As shown in FIG. 12, the effects of the settling velocity (V_s) on
630 continuous TSS correlation are consistent for all rainfall events
631 studied. For every tested value of V_s , the model is able to
632 satisfactorily represent the dynamics until the first peak of TSS
633 concentrations, however, it should be noted that the

634 performance of the model is better with larger V_s values in
635 simulating the fluctuations after the first peak. This
636 phenomenon may be explained by the assumption of a single
637 class for simulated particles. In fact, the model does not
638 consider the change in sediment-size distribution which occurs
639 throughout the rainfall event. Due to the preferential
640 deposition of the coarsest particles in regards to the grain-size
641 distribution of the transported sediment, the representative
642 settling velocity changed continuously during the rainfall event.
643 Thus, we can assume that the subsequent peaks of TSS
644 concentration are mainly caused by particles which are re-
645 deposited after the occurrence of the first peak. In order to
646 confirm this assumption, a detailed investigation of the road
647 wash-off processes with different classes of sediment could be
648 suggested for the further studies.

649

650 **3.4. What is the proper value of Settling Velocity for urban** 651 **wash-off modelling ?**

652 As discussed above, the settling velocity (V_s) is the key
653 parameter for road wash-off processes. However, in this case,
654 it is revealed that the value of $V_s = 0.0001$ m/s, which is
655 calculated from the measured median diameter of particles
656 $d_{50}=15\mu\text{m}$ using Cheng's (1997) equation, is not suitable for
657 reproducing the continuous dynamics of the TSS concentration

658 for the road catchment. Other formulas such as Stokes' law,
659 Rijn (1984), Bhargava and Rajagopal (1992) etc. give similar
660 results with the particle size of 15um. Therefore, we conclude
661 that using the single-class sediments assumption, where the
662 particle size equals to median diameter, is not capable of
663 accurately reproducing the dynamics of TSS concentrations at
664 the outlet of a road catchment, particularly for the later part of
665 a stormwater event. The application of the Particle Size
666 Distribution with different classes of sediment could be
667 suggested for more accurate simulations over the entire
668 duration of a rainfall event. Nevertheless, since the single-class
669 simplification could significantly reduce the computational
670 time for such a physically-based and distributed model, this
671 assumption could be used for specific objectives of water
672 management. As shown in FIG. 12, the dynamics of the TSS
673 concentration are generally well represented until the initial
674 peaks, regardless of different values of settling velocity. We
675 could therefore use the single class assumption in order to
676 investigate water pollution limited to the first part of a rainfall
677 event.

678

679 Moreover, as observed by many researchers (Datry et al., 2003;
680 Julien, 2010; Kafi et al., 2008), the existence of a cohesive layer
681 beneath the deposited urban dust layer might also be a

682 meaningful explication for the present issue:. where coarser
683 particles and flocculated fine particles can be detached only in
684 the latest part of a storm event when the top layer has already
685 been washed off. This assumption could also be investigated
686 using the H-R and FullSWOF models in future studies.

687

688 **4. Conclusion and Perspectives**

689 In the current study, the monitoring survey coupled with a
690 simulation approach by the physically-based FullSWOF model
691 and the process-based Hairsine-Rose model (H-R) is applied to
692 a road catchment near Paris, in order to model the dynamics
693 of urban wash-off. Centimetric resolution of topographic data,
694 continuous measurements of rainfall intensities, water flows
695 and turbidity measurements, as well as road dust and
696 stormwater samplings are used in the model in order to obtain
697 realistic input data. The effects of the parameters on TSS
698 concentration dynamics are investigated by a saturated three-
699 level One-At-a-Time method (OAT). This is the first time that
700 such a research approach is applied and discussed in the
701 context of urban wash-off.

702

703 From on-site experimental measurements, the particle
704 samplings show that the total mass and the Particle Size

705 Distribution (PSD) in stormwater samples are quite different
706 from that found in road dust samples. Therefore, we conclude
707 that only the finest particles of the urban dry stocks can be
708 transferred to the sewer inlet of the road catchment during a
709 rainfall event.

710

711 In our study, the H-R model coupled with FullSWOF software is
712 applied to urban wash-off modelling for the first time. The
713 simulation results indicate that the combined use of the
714 models and high spatial- and temporal-resolution data
715 provides a good representation of both water flow and water
716 quality modelling.

717

718 The sensitivity analysis indicate that the amount of TSS
719 concentrations are generally impacted by the initial dry stock
720 (S), while the trend of the TSS dynamics is primarily impacted
721 by the settling velocity (V_s). The flow-driven detachment seems
722 to be a negligible factor in our case study, while the rain-drop
723 driven detachment is revealed as the major force for detaching
724 the sediment from the urban surface. The results of the
725 parameter sensitivity by using the Root-Mean-Square-
726 Deviation (RMSD) and the Pearson's-Correlation-Coefficient
727 (PCC) objective functions are slightly different, however, we
728 conclude that using PCC could be an advantageous addition to

729 RMSD for road wash-off modelling in representing the
730 correlation between the measured and simulated dynamics.

731

732 The effects of settling velocity (V_s) on continuous TSS
733 correlation are investigated throughout 5 different rainfall
734 events. The value of V_s , which is calculated from the single-
735 class sediments assumption with $d_{50}=15\mu\text{m}$, fell short of
736 adequately reproducing the TSS dynamics, whereas coarser
737 particles appear to be more adapted for modelling the TSS
738 dynamics. Thus, a multi-class sediment perspective regarding
739 the PSD is suggested for improving the model performance.
740 Finally, modelling urban dust with the assumption of it being a
741 cohesive layer beneath the deposited dust layer may be an
742 interesting endeavor for future studies.

743

744

745 **ACKNOWLEDGEMENT**

746 The research work of PhD student Yi Hong is financed by ANR-
747 Trafipollu project and Ecole des Ponts ParisTech. Firstly, the authors
748 would like to thank OPUR (Observatoire des Polluants Urbains en Île-
749 de-France) for providing the platform for changing ideas and
750 elaborating collaborations with different researchers from various
751 institutions. The author would also want to thank B. Béchet (IFSTTAR)
752 and B. Soheilian (IGN) for providing valuable experimental data
753 which help to implement the model on the study site. Finally, we

754 want to give a special thanks to the experimental team of ANR
755 Trafipollu project for all collected necessary for this work, in
756 particular David Ramier (CEREMA), Mohamed Saad (LEESU) and
757 Philippe Dubois (LEESU).

758

759

760

761 **References:**

762 Aryal, R., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., Naidu, R., 2010. Urban
763 stormwater quality and treatment. Korean J. Chem. Eng. 27,
764 1343–1359. doi:10.1007/s11814-010-0387-0

765 Bechet, B., Bonhomme, C., Lamprea, K., Campos, E., Jean-soro, L.,
766 Dubois, P., Lherm, D., 2015. Towards a modeling of pollutant
767 flux at local scale - Chemical analysis and micro-
768 characterization of road dusts. Presented at the 12th Urban
769 Environment Symposium, Oslo, Norway.

770 Beuselinck, L., Hairsine, P.B., Govers, G., Poesen, J., 2002. Evaluating a
771 single-class net deposition equation in overland flow conditions:
772 SINGLE-CLASS NET DEPOSITION EQUATION. Water Resour. Res.
773 38, 15–1–15–10. doi:10.1029/2001WR000248

774 Bhargava, D.S., Rajagopal, K., 1992. An integrated expression for settling
775 velocity of particles in water. Water Res. 26, 1005–1008.
776 doi:10.1016/0043-1354(92)90208-L

777 Box, G.E.P., Hunter, J.S., Hunter, W.G., 2005. Statistics for experimenters:
778 design, innovation, and discovery, 2nd ed. ed, Wiley series in
779 probability and statistics. Wiley-Interscience, Hoboken, N.J.

780 Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., Chebbo, G.,
781 2012. Towards the determination of an optimal scale for
782 stormwater quality management: Micropollutants in a small
783 residential catchment. *Water Res.* 46, 6799–6810.
784 doi:10.1016/j.watres.2011.12.017

785 Cheng, N.-S., 1997. Simplified Settling Velocity Formula for Sediment
786 Particle. *J. Hydraul. Eng.* 123, 149–152.
787 doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(1997)123:2(149)

788 Datry, T., Malard, F., Vitry, L., Hervant, F., Gibert, J., 2003. Solute
789 dynamics in the bed sediments of a stormwater infiltration
790 basin. *J. Hydrol.* 273, 217–233. doi:10.1016/S0022-
791 1694(02)00388-8

792 Delestre, O., Cordier, S., Darboux, F., Du, M., James, F., Laguerre, C.,
793 Lucas, C., Planchon, O., 2014. FullSWOF: A Software for
794 Overland Flow Simulation, in: Gourbesville, P., Cunge, J.,
795 Caignaert, G. (Eds.), *Advances in Hydroinformatics*. Springer
796 Singapore, Singapore, pp. 221–231.

797 Dotto, C.B.S., Mannina, G., Kleidorfer, M., Vezzaro, L., Henrichs, M.,
798 McCarthy, D.T., Freni, G., Rauch, W., Deletic, A., 2012.
799 Comparison of different uncertainty techniques in urban
800 stormwater quantity and quality modelling. *Water Res.* 46,
801 2545–2558. doi:10.1016/j.watres.2012.02.009

802 Duncan, H., 1995. *A review of urban stormwater quality processes*.
803 Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Clayton,
804 Vic.

805 Fletcher, T.D., Andrieu, H., Hamel, P., 2013. *Understanding,*
806 *management and modelling of urban hydrology and its*

807 consequences for receiving waters: A state of the art. *Adv.*
808 *Water Resour.* 51, 261–279.
809 doi:10.1016/j.advwatres.2012.09.001

810 Frey, D.D., Engelhardt, F., Greitzer, E.M., 2003. A role for “one-factor-at-
811 a-time” experimentation in parameter design. *Res. Eng. Des.* 14,
812 65–74. doi:10.1007/s00163-002-0026-9

813 Gasperi, J., Geara, D., Lorgeoux, C., Bressy, A., Zedek, S., Rocher, V., El
814 Samrani, A., Chebbo, G., Moilleron, R., 2014. First assessment
815 of triclosan, triclocarban and parabens mass loads at a very large
816 regional scale: Case of Paris conurbation (France). *Sci. Total*
817 *Environ.* 493, 854–861. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.06.079

818 Gloaguen, C., Lavergnat, J., 1995. Raindrop size distribution near Paris.
819 *Electron. Lett.* 31, 405–406. doi:10.1049/el:19950272

820 Grayson, R.B., Moore, I.D., McMahon, T.A., 1992a. Physically based
821 hydrologic modeling: 1. A terrain-based model for investigative
822 purposes. *Water Resour. Res.* 28, 2639–2658.
823 doi:10.1029/92WR01258

824 Grayson, R.B., Moore, I.D., McMahon, T.A., 1992b. Physically based
825 hydrologic modeling: 2. Is the concept realistic? *Water Resour.*
826 *Res.* 28, 2659–2666. doi:10.1029/92WR01259

827 Gupta, H.V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition
828 of the mean squared error and NSE performance criteria:
829 Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.*
830 377, 80–91. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.08.003

831 Hairsine, P.B., Rose, C.W., 1992a. Modeling water erosion due to
832 overland flow using physical principles: 1. Sheet flow. *Water*
833 *Resour. Res.* 28, 237–243. doi:10.1029/91WR02380

834 Hairsine, P.B., Rose, C.W., 1992b. Modeling water erosion due to
835 overland flow using physical principles: 2. Rill flow. *Water*
836 *Resour. Res.* 28, 245–250. doi:10.1029/91WR02381

837 Heng, B.C.P., Sander, G.C., Armstrong, A., Quinton, J.N., Chandler, J.H.,
838 Scott, C.F., 2011. Modeling the dynamics of soil erosion and
839 size-selective sediment transport over nonuniform topography
840 in flume-scale experiments: MODELING SOIL EROSION
841 DYNAMICS. *Water Resour. Res.* 47, n/a–n/a.
842 doi:10.1029/2010WR009375

843 Heng, B.C.P., Sander, G.C., Scott, C.F., 2009. Modeling overland flow and
844 soil erosion on nonuniform hillslopes: A finite volume scheme:
845 A FINITE VOLUME SCHEME FOR SOIL EROSION. *Water Resour.*
846 *Res.* 45, n/a–n/a. doi:10.1029/2008WR007502

847 Hogarth, W., Rose, C., Parlange, J., Sander, G., Carey, G., 2004. Soil
848 erosion due to rainfall impact with no inflow: a numerical
849 solution with spatial and temporal effects of sediment settling
850 velocity characteristics. *J. Hydrol.* 294, 229–240.
851 doi:10.1016/j.jhydrol.2004.02.014

852 J. P. Schultz, A. R. Jarrett, J. R. Hoover, 1985. Detachment and Splash of a
853 Cohesive Soil by Rainfall. *Trans. ASAE* 28, 1878–1884.
854 doi:10.13031/2013.32535

855 Jomaa, S., Barry, D.A., Brovelli, A., Sander, G.C., Parlange, J.-Y., Heng,
856 B.C.P., Tromp-van Meerveld, H.J., 2010. Effect of raindrop
857 splash and transversal width on soil erosion: Laboratory flume
858 experiments and analysis with the Hairsine–Rose model. *J.*
859 *Hydrol.* 395, 117–132. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.10.021

860 Julien, P.Y., 2010. *Erosion and sedimentation*, second. ed.

861 Kafi, M., Gasperi, J., Moilleron, R., Gromaire, M.C., Chebbo, G., 2008.
862 Spatial variability of the characteristics of combined wet
863 weather pollutant loads in Paris. *Water Res.* 42, 539–549.
864 doi:10.1016/j.watres.2007.08.008

865 Kanso, A., 2004. Evaluation des Modèles de Calcul des Flux Polluants
866 des Rejets Urbains par Temps de Pluie. Apport de l'Approche
867 Bayésienne. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

868 Kim, J., Ivanov, V.Y., Katopodes, N.D., 2013. Modeling erosion and
869 sedimentation coupled with hydrological and overland flow
870 processes at the watershed scale: HYDROLOGIC-HYDRAULIC-
871 MORPHOLOGIC MODEL AT WATERSHED SCALE. *Water Resour.*
872 *Res.* 49, 5134–5154. doi:10.1002/wrcr.20373

873 Kim, L.H., Kayhanian, M., Zoh, K.D., Stenstrom, M.K., 2005. Modeling of
874 highway stormwater runoff. *Sci. Total Environ.* 348, 1–18.
875 doi:10.1016/j.scitotenv.2004.12.063

876 Le, M.-H., Cordier, S., Lucas, C., Cerdan, O., 2015. A faster numerical
877 scheme for a coupled system modeling soil erosion and
878 sediment transport. *Water Resour. Res.* n/a–n/a.
879 doi:10.1002/2014WR015690

880 Marshall, J.S., Palmer, W.M.K., 1948. THE DISTRIBUTION OF RAINDROPS
881 WITH SIZE. *J. Meteorol.* 5, 165–166. doi:10.1175/1520-
882 0469(1948)005<0165:TDORWS>2.0.CO;2

883 Montgomery, M.R., 2008. The Urban Transformation of the Developing
884 World. *Science* 319, 761–764. doi:10.1126/science.1153012

885 Mutchler, C.K., Hansen, L.M., 1970. Splash of a Waterdrop at Terminal
886 Velocity. *Science* 169, 1311–1312.
887 doi:10.1126/science.169.3952.1311

888 Proffitt, A.P.B., Rose, C.W., Hairsine, P.B., 1991. Rainfall Detachment and
889 Deposition: Experiments with Low Slopes and Significant Water
890 Depths. Soil Sci. Soc. Am. J. 55, 325.
891 doi:10.2136/sssaj1991.03615995005500020004x

892 Rijn, L.C. van, 1984. Sediment Transport, Part II: Suspended Load
893 Transport. J. Hydraul. Eng. 110, 1613–1641.
894 doi:10.1061/(ASCE)0733-9429(1984)110:11(1613)

895 Rossman, Lewis A., 2010. STORM WATER MANAGEMENT MODEL
896 USER'S MANUAL Version 5.0. NATIONAL RISK MANAGEMENT
897 RESEARCH LABORATORY OFFICE OF RESEARCH AND
898 DEVELOPMENT U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY,
899 CINCINNATI, OH 45268.

900 Saltelli, A., Annoni, P., 2010. How to avoid a perfunctory sensitivity
901 analysis. Environ. Model. Softw. 25, 1508–1517.
902 doi:10.1016/j.envsoft.2010.04.012

903 Torri, D., Sfalanga, M., Del Sette, M., 1987. Splash detachment: Runoff
904 depth and soil cohesion. CATENA 14, 149–155.
905 doi:10.1016/S0341-8162(87)80013-9

906 Tsihrintzis, V.A., Hamid, R., 1997. Modeling and management of urban
907 stormwater runoff quality: a review. Water Resour. Manag. 11,
908 136–164.

909 Vaze, J., Chiew, F.H.S., 2003. Comparative evaluation of urban storm
910 water quality models: EVALUATION OF URBAN STORM WATER
911 QUALITY MODELS. Water Resour. Res. 39, n/a–n/a.
912 doi:10.1029/2002WR001788

913 Zoppou, C., 2001. Review of urban storm water models. Environ. Model.
914 Softw. 16, 195–231. doi:10.1016/S1364-8152(00)00084-0

Table 1. Tested values of H-R parameters for the saturated three-level OAT design

Symbol	Units	Definition	Value of Level '-1'	Value of Level '0'
a_{d0}	kg/m^3	Initial detachability of deposited sediment	1500	3000
b	-	Positive constant	0.8	1.4
F	-	Effective fraction of excess stream power	0.01	0.02
Ω_0	W/m^2	Threshold stream power	0.15	0.25
V_s	m/s	Settling velocity	1.00E-05	1.00E-04
S	kg/m^2	Uniformly initial dry stock	0.0001	0.001

Table 2, Summary of the 6 selected rainfall events.

Rainfall date	Rainfall depth (mm)	Mean intensity (mm/hr)	Duration (hour)	Antecedent dry days (day)
6/10/2014	5.9	1.08	5.4	7.3
7/10/2014	2	1.7	1.2	0.2
11/14/2014	7.4	2.1	3.5	7.1
02/28/2015	4.6	2.05	2.2	2
2/4/2015	2.6	1	2.6	3.3
3/4/2015	6.9	0.84	8.1	0.9

Table. 3 Main effects of 6 H-R parameters by using RMSD and PCC objective functions for the

Main effect of parameter	Event Feb. 28th 2014		Event Oct. 7th 2014	
	RMSD	PCC	RMSD	PCC
<i>Objective function</i>				
V_s	481.5	0.26	1173.9	0.23
S	744.4	0.11	1720.1	0.19
b	92	0.08	220.5	0.03
a_{d0}	44.8	0.02	121.4	0.06
F	20.3	0.01	55.3	0.01
Ω_0	7.9	0.01	15	0.01

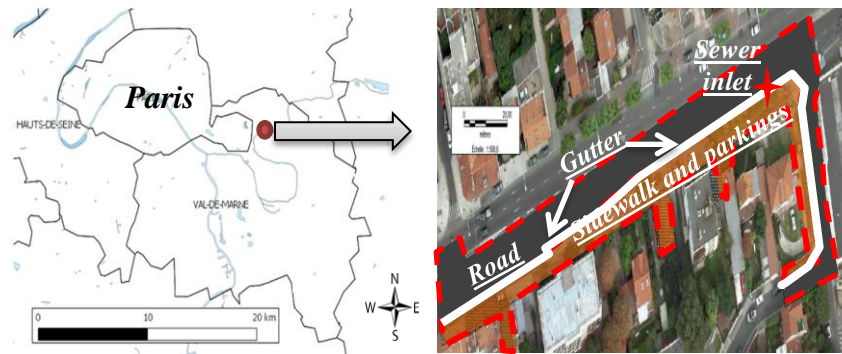


FIG. 1 Study area at Eastern Paris, France. The catchment is delineated by red dashed lines, the sewer inlet is located at the northeast side of the catchment. In this picture, road area is marked as grey, gutter area is marked as white, sidewalk and parking areas are marked as brown.

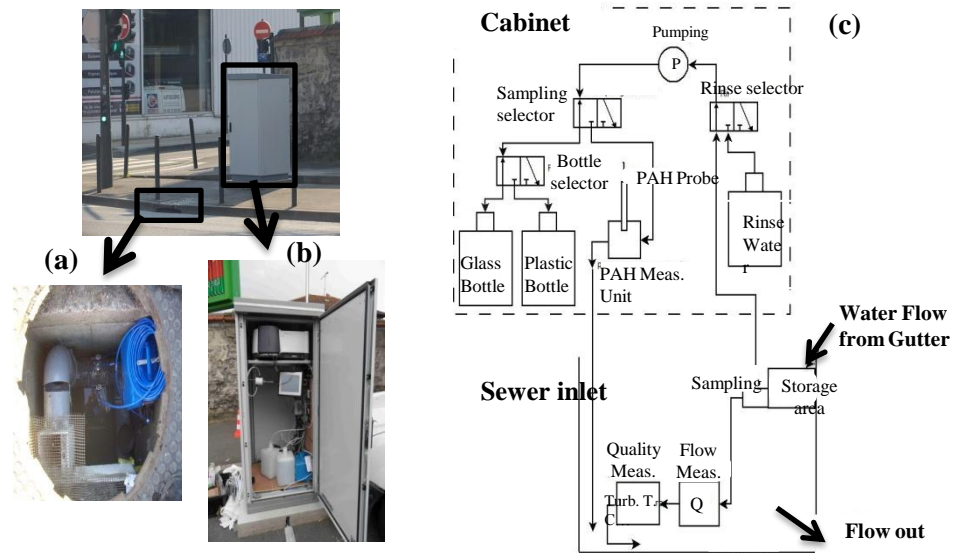


FIG. 2, (a) Monitoring equipments inside the sewer inlet; (b) Cabinet at the road side; (c) Flowchart of the monitoring system.

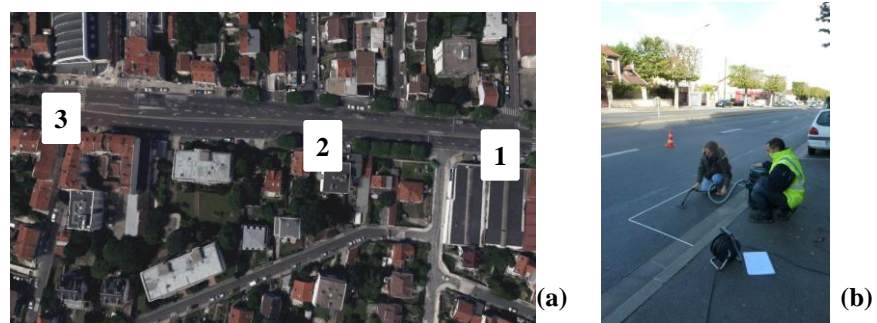


FIG. 3. (a) Location of sampling points along the road (Le Perreux, France); (b) road dust dry sampling by a vacuum cleaner in gutter (point 3).

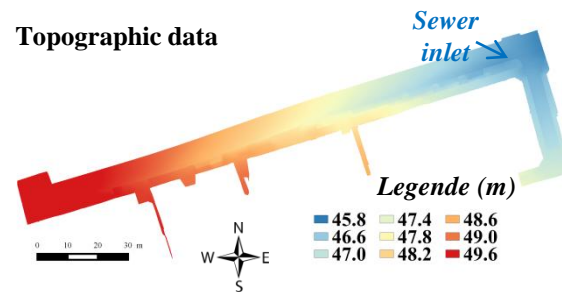


FIG. 4 Topographic data of 10cm-resolution for the model, (pixels 1833 x 515)

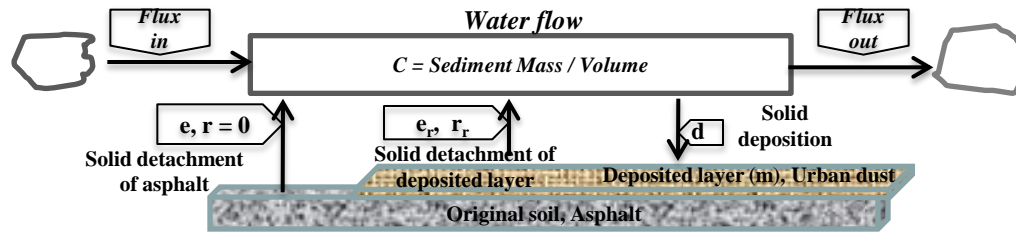


FIG. 5 Concept of Hairsine - Rose Model. C represents the TSS concentration in mass per unit volume; m refers to the deposited sediment mass per unit area; e and r stand for the rate of rainfall-driven and flow-driven detachment for original soil, respectively; e_r and r_r mean respectively the rate of rainfall-driven and flow-driven detachment for the deposited layer; and d is the rate of TSS deposition from the water flow to the deposited layer.

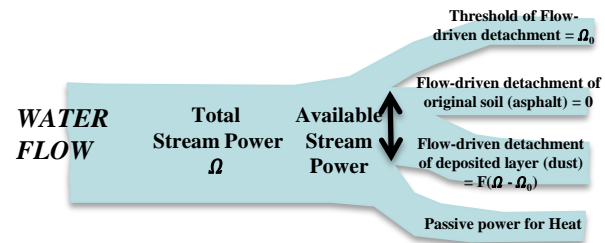


FIG 6. Flow diagram of the redistribution of Total Stream Power.

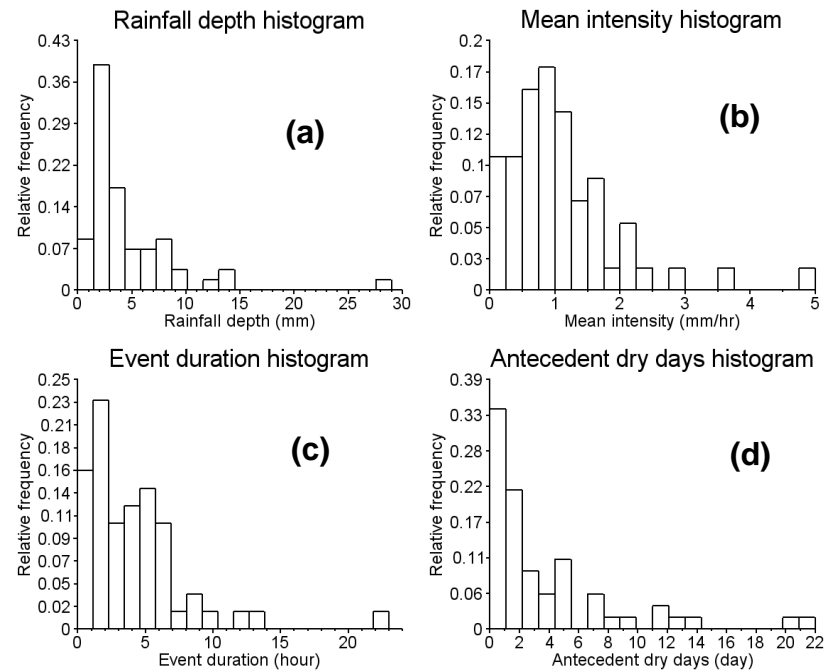


FIG. 7 Histogram of rainfall event characteristics over the entire period. Where (a) Rainfall depth; (b) Mean intensity; (c) Event duration; (d) Antecedent dry days.

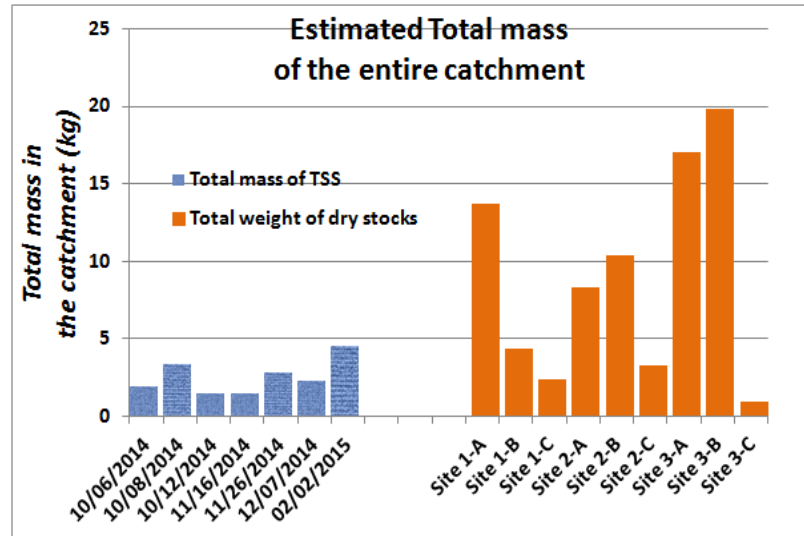


FIG. 8 Estimated total mass of the entire catchment (2661 m²). The total mass of TSS (blue bars) is calculated for each measured rainfall event; the total weight of road dust (orange bars) is estimated from each sample (3 sites over 3 locations as showed in FIG. 3). Where 1, 2 and 3 indicate three different sampling locations, A refers to the sidewalk sites, B refers to the gutter sites and C refers to the traffic road sites.

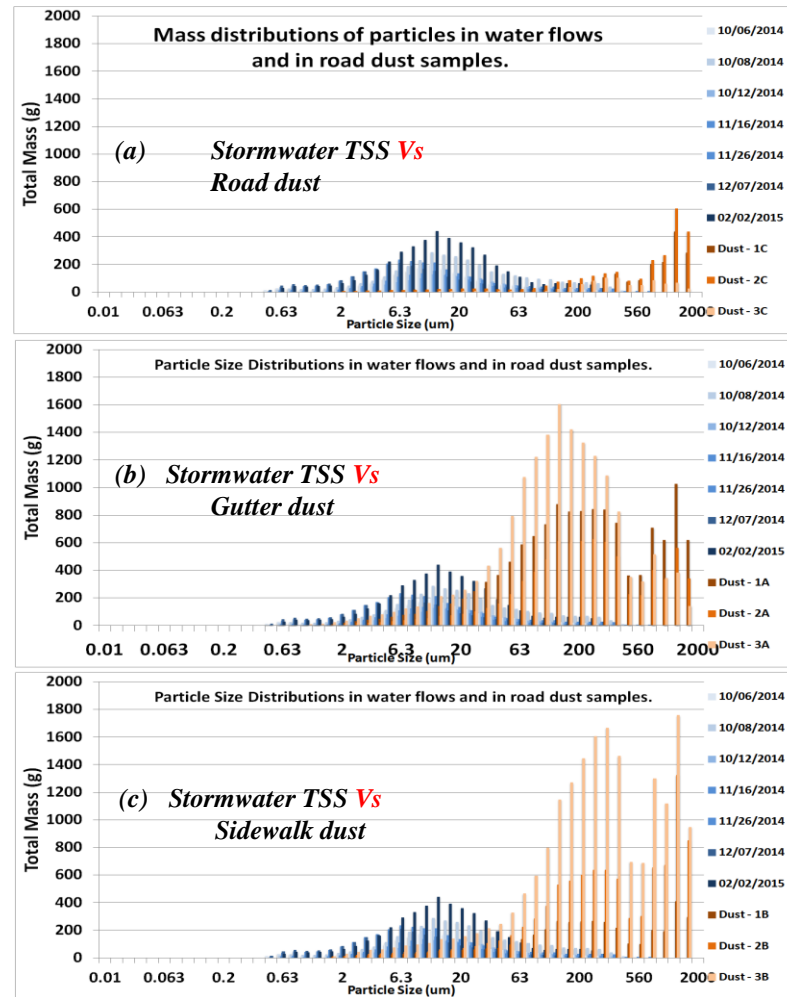


FIG. 9 Mass distributions of the suspended solids (blue bars) and the estimated dry deposits (orange bars) for the entire catchment. Numbers 1, 2, 3 indicate three different sampling locations; while A refers to the road sites, B refers to the gutter sites and C refers to the sidewalk sites.

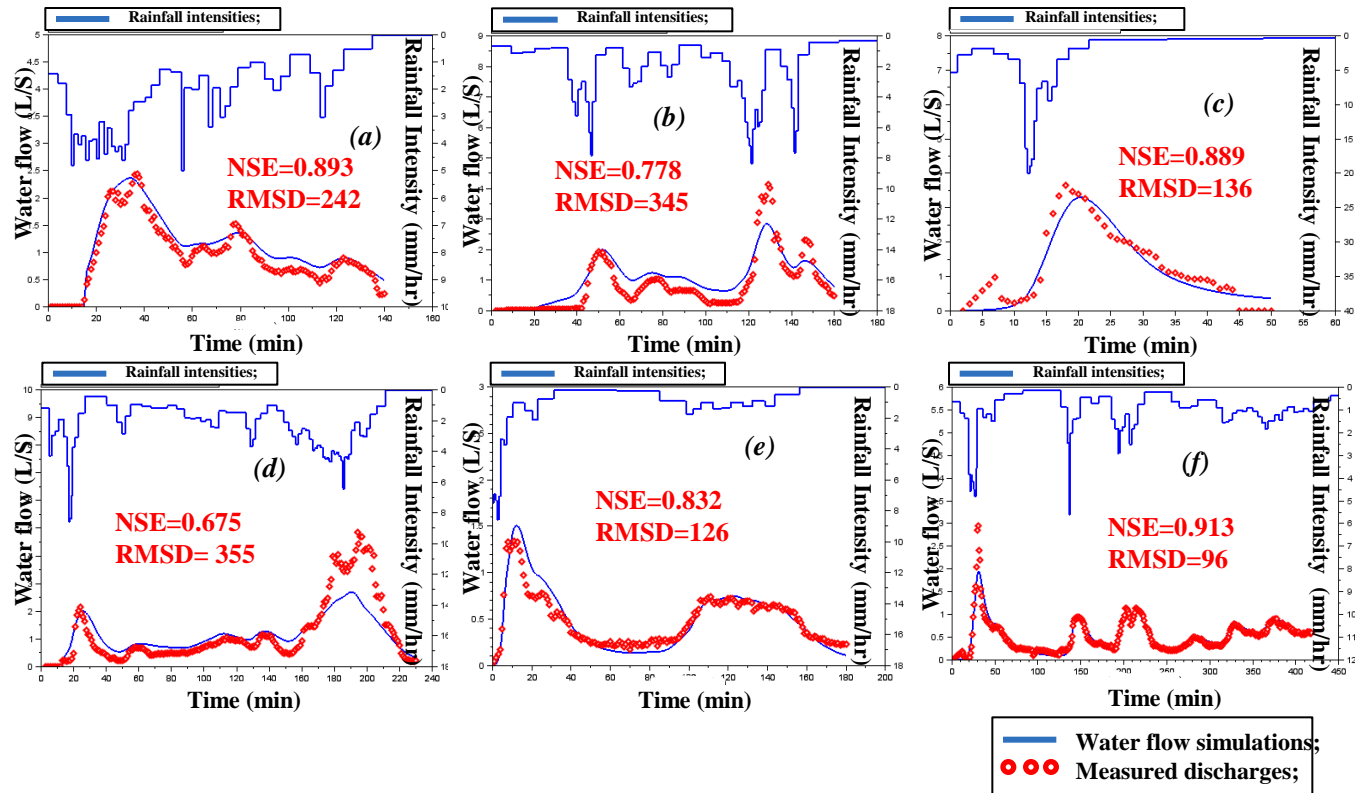


FIG. 10. Water flow simulations using NSE and RMSD as objective functions. The simulated discharges at the outlet (solid blue line) are compared with the measured data (red circles). Rainfall is plotted on the upper part. For events (a) Feb. 28th 2015, (b) Oct. 6th 2014, (c) Oct. 7th 2014, (d) Nov. 14th 2014, (e) April. 2th 2015, (f) April. 3th 2015.

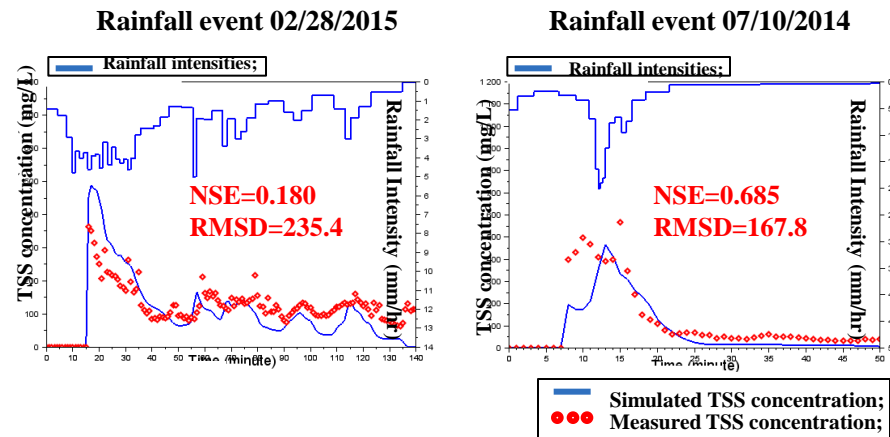


FIG. 11 Best-fitted TSS simulations using NSE and RMSD objective functions for the rainfall events of Feb. 28th 2015 and Oct. 07th 2014. The simulated TSS concentration at the sewer inlet (solid blue line) are compared with the measured data (red circles). Rainfall intensity is plotted on the upper part.

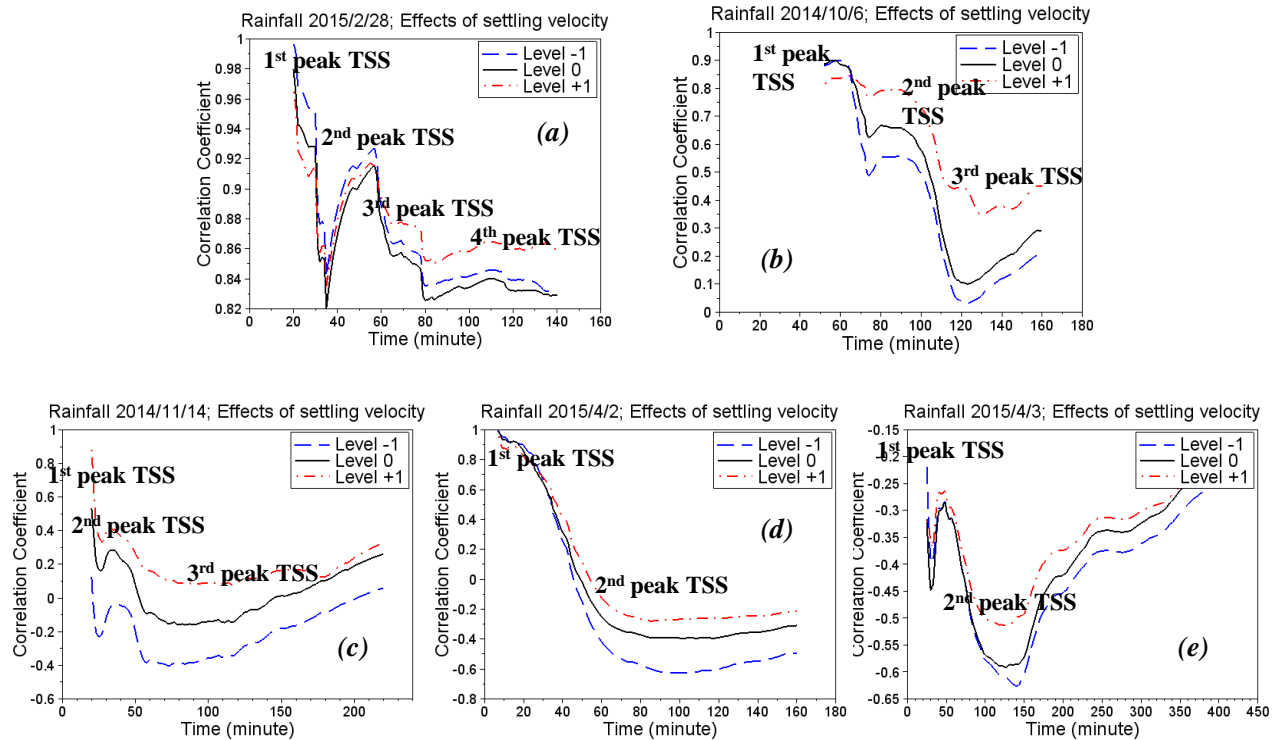


FIG. 12. Continuous Pearson's Correlation Coefficient (PCC) calculated from the simulated and observed TSS concentrations at the sewer inlet for different rainfall events, where (a) Feb. 28th 2015, (b) Oct. 6th 2014, (c) Nov. 14th 2014, (d) April. 2th 2015, and (e) April. 3th 2015. Only the values of V_s are changed, other parameters are fixed to their values of OAT level '0'. Solid black line stands for the OAT level '0' of V_s ; the dashed blue line stands for the OAT level '-1', and the dash-dotted red line stands for the OAT level '+1'. Several peaks of TSS concentration are observed and simulated during each rainfall events.

Le modèle de développement urbain durable de l'éco-cité de Tianjin : entre rayonnement et isolement.

Yinghao Li, Céline Bonhomme, José-Frédéric Deroubaix

Yinghao Li est chercheur au LABEX (laboratoire d'excellence) *Futurs Urbains* à l'Université Paris-Est et au Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains (LEESU) à l'Ecole des Ponts ParisTech. Docteur en hydrologie, il est spécialisé dans la gestion des eaux pluviales et les techniques alternatives. Il s'intéresse également aux sujets du développement durable des villes chinoises avec une attention particulière portée sur les mégaprojets d'éco-cité en Chine.

Céline BONHOMME est ingénieure des Ponts, des Eaux et des Forêt. Après un doctorat en Sciences de l'environnement portant sur la modélisation physique des plans d'eau, elle s'est spécialisée dans la modélisation de la qualité des eaux en environnement urbain au LEESU. Elle co-anime le groupe transversal « Modélisation et dynamiques urbaines » du Labex *Futurs Urbains* depuis 2012.

José-Frédéric Deroubaix est politiste, chercheur au LEESU. Ses recherches portent sur les interactions entre production de connaissance, organisation de l'expertise, et action publique principalement dans le domaine de l'assainissement et de l'aménagement urbain en lien avec l'eau. Il co-anime le groupe transversal « Modélisation et dynamiques urbaines » du Labex *Futurs Urbains* depuis 2012.

Résumé

Dans la recherche de modèles plus durables pour le développement chinois, le concept d'« éco-cité » a été construit et diffusé comme un modèle susceptible de fournir des solutions aux problèmes environnementaux, écologiques, et socio-économiques. Cet article apporte un témoignage nouveau sur le projet sino-singapourien de l'éco-cité de Tianjin à mi-chemin de l'échéance de l'évaluation du projet fixée à 2020. L'étude de terrain réalisée au cours de l'année 2016 au sein de cette éco-cité permet de mettre en évidence un certain nombre d'atouts et conduit néanmoins à poser la question, encore peu développée dans la littérature relatant cette expérience de « l'exportabilité » d'un tel modèle urbain. L'implémentation d'un système d'indicateurs de performance, la mise place d'une structure de gouvernance

31 favorisant le respect des contraintes environnementales, représentent des pistes intéressantes
32 pour un changement de paradigme dans l'urbanisme chinois. Les défauts, qui ne sont pas des
33 moindres, fournissent également des éléments de débat sur la pertinence de la construction
34 d'éco-cités en vue d'un développement urbain durable.

35 Mots-clés

36 Tianjin Eco-City, développement durable, urbanisme chinois, indicateur, gouvernance

37 **Introduction : Croissance urbaine en Chine et déploiement des éco-cités**

38 En 2012, la population urbaine chinoise a dépassé celle des zones rurales pour la première
39 fois dans l'histoire du pays, puis a atteint 742 millions en 2014, soit 54% de la population
40 totale. Six mégapoles chinoises comptent aujourd'hui chacune plus de dix millions
41 d'habitants^{1,2}. Cette urbanisation massive n'est pas seulement la conséquence de trois
42 décennies de réformes économiques, mais aussi le résultat de la stratégie adoptée par
43 l'autorité centrale pour l'aménagement du territoire et qui devrait se poursuivre dans les trente
44 prochaines années³. Le développement économique très soutenu du pays s'accompagne
45 aujourd'hui d'une consommation de ressources naturelles épuisables et d'impacts sur
46 l'environnement. Ces problèmes sont devenus tellement sévères qu'ils représentent à la fois
47 des menaces pour la santé publique et aussi pour le pouvoir politique⁴. Conscient de l'ampleur
48 de ces menaces, et aussi pour faire face aux critiques étrangères et transformer l'image du
49 pays perçu comme un grand pollueur, l'autorité chinoise s'est engagée dans un « tournant
50 environnemental » dès la fin des années 1990^{5,6}. Dans ce contexte, la « modernisation
51 écologique » (*shengtai xiandaihua* 生态现代化) a été définie comme objectif national lors du

¹ Stephanie Ohshita *et al.*, « The role of Chinese cities in greenhouse gas emissions reduction », 2015.

² Mei-Chih Hu, « Creating a new socio-technical regime in China: Evidence from the Sino-Singapore Eco-City de Tianjin », *Futures*, 70, 2015, p. 1-12.

³ Shobhakar Dhakal, « Urban energy use and carbon emissions from cities in China and policy implications », *Energy Policy*, 37, n° 11, 2009, p. 4208-19.

⁴ C. P. Pow et H. Neo, « Seeing Red Over Green: Contesting Urban Sustainabilities in China », *Urban Studies*, 50, n° 11, 2013, p. 2256-2274; J. Xu, « Environmental Discourses in China's Urban Planning System: A Scaled Discourse-Analytical Perspective », *Urban Studies*, 53, n° 5, 2016, p. 978-99; World Bank, « Sino-Singapore Tianjin Eco-City: A case study of an emerging eco-city in China », Technical Assistance Report, 2009.

⁵ C. P. Pow et H. Neo, « Modelling Green Urbanism in China: Modelling Green Urbanism in China », *Area*, 47, n° 2, 2015, p. 132-40.

⁶ C. Shih-Shen, « Chinese Eco-Cities: A Perspective of Land-Speculation-Oriented Local Entrepreneurialism », *China Information*, 27, n° 2, 2013, p. 173-96.

52 17^{ème} congrès national en 2007⁷. La première éco-cité sino-étrangère de grande ampleur a pris
53 naissance en 2005 à Dongtan sur l'île de Chongming à Shanghai, suivie par les éco-cités de
54 Caofeidian et de Tainjin⁸. Dans son livre *Towards Green Civilisation*, l'auteur chinois Guo
55 Yanhua⁹ argue que l'éco-cité présente pour la Chine une solution viable à ses problèmes
56 environnementaux. De même, le lancement de nombreux projets d'éco-cités en Chine a été
57 parfois décrypté comme un « tournant vers la modernisation écologique »¹⁰ qui permet de
58 maintenir la croissance économique tout en garantissant la stabilité sociale d'une part et la
59 préservation écologique d'autre part.

60 Cette modernisation écologique constitue-t-elle une rupture avec la ville « post-maoïste »¹¹ ou
61 n'est-elle qu'une variante de pratiques d'aménagement dont rendent compte de nombreux
62 chercheurs en les qualifiant d'« entrepreneurialisme urbain »¹²¹³¹⁴ ? Ces auteurs considèrent
63 en effet que les municipalités, poussées par la contrainte budgétaire locale et la compétition
64 croissante entre les villes, ont cherché à tout prix à maintenir la croissance urbaine par le
65 recours au développement immobilier, souvent au prix d'une grande tolérance vis-à-vis de la
66 spéculation foncière et industrielle. Pour être ratifié par l'autorité provinciale ou nationale, la
67 coalition internationale est souvent recherchée dans les projets d'éco-cités, les partenaires
68 occidentaux intervenant en tant qu'experts et permettant de s'assurer une certaine forme de
69 transfert de technologie¹⁵. Dans un contexte où la réussite de l'économie locale reste le critère
70 dominant dans l'évaluation de la performance des élus politiques locaux (évaluation
71 déterminante dans l'avancement de leur carrière)¹⁶, l'orientation des villes chinoises vers des
72 formes entrepreneuriales n'est pas une source de préoccupation pour l'autorité centrale. Cette

⁷ C. Shiu-Shen, « Chinese Eco-Cities: A Perspective of Land-Speculation-Oriented Local Entrepreneurialism », *art.cit.*, p. 173-96.

⁸ Wu Fulong, « China's Eco-Cities », *Geoforum*, 43, n° 2, 2012, p. 169-71.

⁹ Guo Yanhua, *Zouxiang lvse wenming (Vers une civilisation verte)*, Beijing, China Social Sciences Press, 2004.

¹⁰ Wu Fulong, « China's Eco-Cities », *art.cit.*, p. 169-71.

¹¹ Jean-François Doulet, « Where are China's Cities Heading? Three approaches to the metropolis in contemporary China », *China Perspectives*, n°4, 2008.

¹² Wu Fulong, *Planning for Growth: Urban and Regional Planning in China*, Routledge, 2015.

¹³ C. Shiu-Shen, « Chinese Eco-Cities: A Perspective of Land-Speculation-Oriented Local Entrepreneurialism », *art.cit.*, p. 173-96.

¹⁴ C. P. Pow et H. Neo, « Seeing Red Over Green: Contesting Urban Sustainabilities in China », *art.cit.*, p. 2256-2274.

¹⁵ Martin de Jong *et al.*, « Developing robust organizational frameworks for Sino-foreign eco-cities: comparing Sino-Dutch Shenzhen Low Carbon City with other initiatives », *Journal of Cleaner Production*, vol. 57, 2013, p. 209-20.

¹⁶ *Ibid.*

73 interprétation qui envisage l'entrepreneurialisme urbain comme une nouvelle modalité d'un
74 paradigme fondamentalement développementaliste ne fait cependant pas l'unanimité.

75 Peter Christoff¹⁷ a distingué la modernisation écologique faible (weak) et forte (strong). Une
76 modernisation écologique faible est celle qui est économique, technologique, instrumentale,
77 technocratique, fermée et nationale, tandis qu'une modernisation écologique forte est
78 écologique, institutionnelle, systématique, communicative, délibérante, démocratique, ouverte
79 et internationale. Les éco-cités chinoises peuvent, *a priori*, être classées dans la catégorie
80 « faible » de la modernisation écologique. Ainsi, comme le font remarquer C.P. Pow et H
81 Neo¹⁸, la valorisation de technologies est l'aspect le plus apparent de ces éco-cités. Cette
82 orientation technologique a beaucoup été critiquée en ce qu'elle s'opère dans un « vide
83 social » et conduit à faire croire à l'universalité des technologies nouvelles sans se soucier de
84 leur appropriation par le grand public¹⁹. Ceci étant, certains théoriciens tels que Joseph Huber
85 ont considéré que le meilleur moyen d'éviter la dégradation environnementale engendrée par
86 une sur-industrialisation (« *over-industrialisation* ») était d'expérimenter une nouvelle
87 génération de technologies permettant une entrée des sociétés dans une ère d'« *hyper* »
88 industrialisation, écologiquement viable²⁰. Cette croyance dans la possibilité de dépasser par
89 la technologie les problèmes liés à la sur-consommation des ressources naturelles est partagée
90 par nombre d'auteurs chinois qui avancent que la Chine est en mesure de jouer un rôle de
91 leader dans la mise en place d'une économie circulaire²¹. A l'échelle urbaine, l'exemple le
92 plus cité est le projet Dongtan, un projet de ville écologique sur l'île de Chongming au nord
93 de la municipalité de Shanghai, conçu en partenariat avec l'entreprise anglaise ARUP. Si
94 certains voient dans ces projets des opérations de marketing territorial^{22,23}, d'autres y voient la

¹⁷ Peter Christoff, « Ecological modernisation, ecological modernities », *Environmental politics*, n°5, 1996, p.476-500.

¹⁸ C. P. Pow et H. Neo, « Modelling Green Urbanism in China », *art.cit.*, p. 132-40.

¹⁹ Bruno Milanez et Ton Bührs, « Marrying strands of ecological modernisation: A proposed framework », *Environmental Politics*, vol.16, n° 4, 2007, p. 565-83.

²⁰ Joseph Huber, *New Technologies and Environmental Innovations*, Edward Elgar Publishing Limited – Inc., Cheltenham – Northampton, 2004, 369 pages

²¹ Su et al., « A review of the circular economy in China: moving from rhetoric to implementation », *Journal of Cleaner Production*, vol. 42, 2013, p. 215-27.

²² Rémi Curien, « Chinese Urban Planning: Environmentalising a hyper-functionalist machine? », *China Perspectives*, n° 3, 2014, p. 23-31.

²³ Rémi Curien, « Services essentiels en réseaux et fabrique urbaine en Chine: verdir le développement accéléré? », *Urbanité*, 2016.

95 préfiguration d'un modèle de ville soutenable²⁴²⁵, la possibilité de se rapprocher d'un modèle
96 « intégrationniste »²⁶ : un modèle de ville qui intègre les exigences des différents secteurs de
97 l'action publique urbaine : transports, énergie, déchets, emploi...

98 Nous voudrions dans cet article adopter une position intermédiaire en se posant la question de
99 ce qui s'invente dans le cas de l'éco-cité de Tianjin. Pour identifier et caractériser ce qui, au
100 concret, est expérimenté, il faut momentanément renoncer à savoir si « ce qui se passe » fait
101 système. Renoncer à dire si ce à quoi l'on assiste est une transformation radicale des façons de
102 faire la ville, du point de vue des partis-pris urbanistiques, du fonctionnement du marché
103 immobilier, des systèmes d'acteurs associés à la programmation et à la réalisation des
104 constructions. Notre ambition est plus modeste. Il s'agit ici de montrer jusqu'à quel point ce
105 qui s'invente à l'éco-cité de Tianjin est innovant. Quels problèmes d'appropriation par les
106 acteurs urbains et par les habitants se sont posés à ceux qui ont imaginé les technologies
107 censées rendre environnementalement plus viables les choix d'aménagement opérés ?
108 Comment les concepteurs de l'éco-cité de Tianjin ont imaginé mesurer les performances de
109 ces choix technologiques ? Jusqu'à quel point ces technologies permettent-elles de résoudre
110 les contradictions entre les différents secteurs de la gestion urbaine (énergie, transports, eau,
111 déchets...) ? Ces technologies qui ont été pensées comme une vitrine du savoir-faire chinois
112 en matière d'urbanisme peuvent-elles être reproduites dans un contexte différent ? Peut-on
113 exporter ce qui a été développé dans un contexte politiquement protégé (la gouvernance de
114 l'éco-cité est on le verra très spécifique et relativement autonome) et urbanistiquement isolé ?

115 Les éléments exposés ont été acquis par le biais d'une étude de terrain réalisée au cours de
116 deux séjours d'une semaine, respectivement en mars et juin 2016. L'enquête comprend à la
117 fois notre observation sur le fonctionnement et la gestion quotidienne de l'éco-cité à mi-
118 chemin de la phase I définie en 2020 et des entretiens d'un panel d'acteurs impliqués ou ayant
119 été impliqués dans le projet. Les acteurs interviewés au cours d'entretiens semi-directifs sont
120 des représentants:

- 121 ▪ du comité administratif de l'éco-cité, représenté par le Bureau de l'environnement ;

²⁴ Cheng et Hu, « Planning for Sustainability in China's Urban Development: Status and Challenges for Dongtan Eco-City Project », *Journal of Environmental Monitoring*, vol. 12, n° 1, 2010, p. 119-26.

²⁵ May Hald, « Sustainable Urban Development and Chinese Eco-City », Report to Fridtjof Nansens Institute, 2009.

²⁶ Jean-François Doulet, « L'urbanisme chinois et l'émergence du modèle « intégrationniste » », *Métropolitiques*, 2015.

- 122 ▪ de l'Entreprise (publique) de l'environnement de l'éco-cité ;
- 123 ▪ de l'Entreprise (publique) de l'eau de l'éco-cité ;
- 124 ▪ du Centre de l'assainissement de l'éco-cité, géré par l'entreprise de l'environnement ;
- 125 ▪ de la Société du parc industriel de l'éco-cité ;
- 126 ▪ de l'Académie des sciences environnementales de Tianjin ;
- 127 ▪ de l'Institut d'ingénierie et de recherche urbaine de Tianjin.

128 Au cours de ces entretiens, nous avons principalement cherché à procéder avec nos
129 interlocuteurs à un état d'avancement de l'éco-cité de Tianjin dans la mise en œuvre de son
130 système de *Key Performance Indicators* (KPI, système d'indicateurs clés de performance).

131 Les discussions ont tourné autour des éventuelles difficultés de mise en œuvre de ce système
132 et des niveaux de performance environnementale, sociale et économique effectivement
133 attendus ou atteints grâce aux différentes technologies urbaines mises en œuvre.

134 Des entretiens non directifs avec des habitants ont été menés au gré de rencontres non
135 programmées. Enfin nous nous sommes fait passer pour des acheteurs potentiels de biens
136 immobiliers afin de comprendre ce qui se joue dans les relations entre agents immobiliers et
137 futurs habitants et plus précisément quel est le poids de l'argument environnemental dans les
138 arguments de vente des agents immobiliers.

139 L'article se décompose en cinq parties. La première partie retrace l'histoire de l'éco-cité de
140 Tianjin de son montage sino-singapourien en 2007 jusqu'à ce jour. Cette partie détaille les
141 événements importants durant la mise en place du projet, dont certains ont été, nous semble-t-
142 il, ignorés dans la littérature. Ce retour sur la chronologie du projet met en lumière
143 l'implication des acteurs à chaque étape. La deuxième partie se concentre sur la gouvernance
144 de l'éco-cité et détaille les entités du comité administratif de l'éco-cité et les entreprises
145 publiques sous son égide. Les *Key Performance Indicators* (KPI) sont décryptés dans la
146 troisième partie. D'apparence secondaire, ce système de KPI, mentionné comme tel par
147 certains auteurs, apparaît être un élément central et stratégique de la gouvernance de l'éco-cité
148 ainsi qu'en témoigne le processus de déclinaison opérationnelle de ces indicateurs. Les
149 exemples de mesures et technologies présentées dans la quatrième partie découlent de nos
150 visites sur le terrain, et sont regroupées en quatre secteurs. Nous avons pu recueillir des
151 témoignages originaux sur la gestion de déchets, la propreté urbaine et la gestion des eaux
152 usées. Les aspects concernant les énergies renouvelables, la sobriété des bâtiments et de la
153 gestion des eaux pluviales, évoqués dans la littérature existante, ont plus être complétés.
154 L'ensemble de ces données est enfin discuté dans une dernière partie traitant de la question de

155 l'innovation et de « l'exportabilité » de ces pratiques de gestion urbaine présentées comme
156 exemplaires.

157 **Naissance du projet et état d'avancement**

158 On peut dater la naissance de l'éco-cité de Tianjin au mois de novembre 2007 lorsqu'un
159 accord de coopération a été signé par les gouvernements chinois et singapourien. Appuyé par
160 le Premier ministre Wen Jiabao et le Senior ministre Goh Chok Tong, cet accord visait à
161 développer conjointement une ville chinoise qui serait socialement harmonieuse, respectueuse
162 de l'environnement et économe en ressources naturelles. La ville de Tianjin a été choisie
163 parmi quatre villes candidates grâce à l'appui solide de l'autorité centrale à développer le
164 *Binhai xinqu*, zone de développement économique spécifique à l'est de Tianjin. Une *joint*
165 *venture* a été immédiatement créée, constituée par un consortium chinois dirigé par *Tianjin*
166 *TEDA Investment Holding* et un consortium singapourien dirigé par *Keppel*. Poussé d'un côté
167 par le besoin de la Chine de développer son modèle de ville durable, et de l'autre le souhait de
168 Singapour d'exporter son savoir-faire²⁷, l'éco-cité a été désignée comme terrain idéal pour
169 transposer l'expertise singapourienne en matière d'urbanisme paysager et de durabilité. En
170 Janvier 2008, le *Sino-Singapore Tianjin Eco-City Administrative Committee* (*zhongxin*
171 *shengtaicheng guanli weiyuanhui* 中新生态城市管理委员会, « comité administratif » ci-après)
172 a été mis en place.

173 Courant 2008, le plan masse a été développé conjointement par des experts chinois et
174 singapouriens. La surface planifiée était de 34,2 km² ; elle devait accueillir 350 000 habitants
175 et 190 000 emplois à l'échéance 2020.

176 Située à 45 km à l'est de Tianjin, la zone planifiée était constituée de trois types de terre à
177 aménager: des marais salants, des terres salines-alcalines et le plan d'eau *Yingcheng* de
178 7,7 km² utilisé comme point de rejets d'eaux industrielles. Ces terres non-arables, combinées
179 avec la pénurie d'eau de la région de Tianjin, répondaient à l'exigence de Pékin sur le choix
180 du site. Néanmoins, le plan d'eau gravement contaminé devait être dépollué. Ainsi, les rejets
181 industriels ont donc été stoppés dès le début du projet. Un programme de dépollution a ensuite
182 été mis en place afin de réhabiliter le plan d'eau. Les travaux ont duré 3 ans, de mai 2008 à
183 juin 2011, période durant laquelle 1 500 000 m³ de boues contaminées ont été pompées par

²⁷ Denis Bocquet, « Singapour ville durable? Innovations et limites d'une politique environnementale et urbaine », *Petits déjeuners de la chaire ville de l'Ecole des Ponts. Série Green Cities*, 2013.

184 des bateaux cureurs, traitées, puis stockées dans un système d'enfouissement hermétique. Ces
185 travaux ont donné naissance au lac *Qingjing Hu* (voir graphique 3). Ce nouveau lac garde les
186 stigmates de sa dépollution : sa profondeur a été augmentée d'environ 2 mètres sur toute sa
187 surface et l'enfouissement des sédiments collectés est situé sous une colline à proximité
188 immédiate du lac, colline aujourd'hui végétalisée.

189 **Emplacement graphique 1**

190 **Emplacement graphique 2**

191 Côté logements et infrastructures, le plan masse a délimité une zone de démarrage de 4 km²,
192 élargie à 8 km² plus tard. La construction de cette zone est quasiment achevée à ce jour. Le
193 comité administratif a confirmé le retard du programme de construction par rapport à l'agenda
194 prévu pour 2020, mais ce retard semble être « compensé » par le taux de vente des logements
195 qui atteint 70% avec 50 000 acheteurs. Nous avons pu nous-même faire le constat de fortes
196 fréquentations dans des agences immobilières (voir photo 1).

197 **Emplacement graphique 3**

198 **Emplacement photo 1**

199 **Une gouvernance autoritaire mais innovante**

200 Sur le papier, la gouvernance de l'éco-cité est composée de quatre instances : un *Joint*
201 *Steering Council*, un *Joint Working Committee*, l'*Administrative Committee* (comité
202 administratif), et six *Working Committees* composés d'équipes sectorielles des deux pays. Cet
203 organigramme apparaît de manière récurrente dans la littérature et est présenté comme un des
204 preuves de la collaboration étroite sino-singapourienne dans le projet. En réalité, le comité
205 administratif est l'autorité véritable de l'éco-cité, dont les fonctions sont exclusivement
206 assurées par des chinois. Comme illustré dans le graphique 4, le comité administratif est
207 composé de bureaux sectoriels. Parmi ces bureaux, le bureau de l'environnement (*huanjingju*
208 环保局) se charge de toute la gestion environnementale: assainissement et nettoyage de la
209 ville, gestion des eaux, approvisionnement énergétique, et gestion des déchets. En se servant
210 des KPI, le bureau coordonne les acteurs publics et privés de manière à assurer le respect des
211 contraintes environnementales durant les différentes phases du projet. Rattachée à ce bureau,
212 une entreprise de l'environnement (*huanbao gongsi* 环保公司) assure le nettoyage et
213 l'assainissement de la ville à travers un centre d'assainissement appelé « maison de
214 l'assainissement » (*huan wei zhi jia* 环卫之家), et une entreprise des eaux (*shuiwu gongsi* 水

215 务公司) pilote tous les projets liés aux eaux urbaines dont la réhabilitation du lac *Qingjing hu*
216 (voir plus haut) ; cette entreprise est aussi l'exploitant de la station d'épuration.

217 Cette structure verticale dédiée à l'environnement se rencontre rarement parmi les autorités
218 municipales chinoises. Elle démontre non seulement une forte considération de la dimension
219 environnementale du projet mais permet également d'en clarifier les responsabilités. En cas
220 de conflits d'intérêt, on peut s'attendre à ce que la pratique courante qui consiste à se renvoyer
221 la balle entre services puisse être évitée au maximum. En outre, cette structure renforce le
222 poids de l'environnement au sein du gouvernement vis-à-vis des secteurs de la construction et
223 de l'économie, traditionnellement dominants²⁸.

224 **Emplacement graphique 4**

225 **Le système de *Key Performance Indicators* comme instrument de l'action**

226 Avant même mais aussi tout au long de la conception du plan masse, le MOHURD, tutelle
227 ministériel du projet, s'est attaché à élaborer un système « complet » d'indicateurs de
228 performance. Cette mission a été initialement confiée à l'Académie des sciences
229 environnementales de Tianjin (*tianjin huanjing kexue yanjiuyuan* 天津环境科学研究院,
230 TAES). La TAES a défini des indicateurs environnementaux en s'inspirant des indicateurs
231 existants dans les archives de la municipalité et à l'international. En 2008, l'académie a
232 soumis le système d'indicateurs qu'elle avait imaginé au MOHURD, qui par la suite y a
233 ajouté des indicateurs sociaux et économiques. Le *Key Performance Indicators* (KPI) a ainsi
234 été produit et transmis au comité administratif de l'éco-cité. Il comprend 26 indicateurs dont
235 22 dits « quantitatifs de contrôle » avec chacun son objectif chiffré, et 4 « qualitatifs » qui
236 jouent une fonction de guide. Comme en témoigne l'écho dans la littérature²⁹³⁰³¹³²³³³⁴³⁵, les

²⁸ Xu Jiang, « Environmental Discourses in Chinas Urban Planning System », *Urban Studies*, vol. 53, 2016, p. 978-999.

²⁹ Sui Pheng Low, Jun Ying Liu, et Peng Wu, « Sustainable Facilities: Institutional Compliance and the Sino-Singapore Tianjin Eco-city Project », *Facilities*, vol. 27, 2009, p. 368-86.

³⁰ Rémi Curien, « Services essentiels en réseaux et fabrique urbaine en Chine: la quête d'une environnementalisation dans le cadre d'un développement accéléré - Enquêtes à Shanghai, Suzhou et Tianjin », Université Paris-Est, 2014.

³¹ Caprotti, « Critical research on eco-cities? A walk through the Sino-Singapore Tianjin Eco-City, China », *art.cit.*, p. 10-17.

³² Hu Mei-Chih, « Creating a new socio-technical regime in China: Evidence from the Sino-Singapore Tianjin Eco-City », *art.cit.*, p. 1-12.

³³ Yu Li, « Low Carbon Eco-City: New Approach for Chinese Urbanisation », *Habitat International*, vol. 44, p. 102-10.

³⁴ C.P. Pow et H. Neo, « Modelling Green Urbanism in China », *art.cit.*, p. 132-40.

237 KPI sont rapidement devenus une « vitrine » de l'éco-cité, participant de son rayonnement
238 aux échelles nationale et internationale.

239 Contrairement à l'impression donnée par cette littérature sur les KPI, la publication de ces 26
240 indicateurs ne constitue pas l'achèvement de ce système d'évaluation. En effet, le comité
241 administratif, a décidé d'en effectuer une déclinaison opérationnelle en répondant à la
242 demande du MOHURD selon laquelle « *les KPI doivent être mis en œuvre dans la*
243 *conception/construction/opération de l'éco-cité, évalués et synthétisés, révisés*
244 *périodiquement et continuellement améliorés* »³⁶. Ainsi en février 2009, le bureau de
245 l'environnement a fait examiner la proposition de déclinaison du consultant pékinois Bluepath
246 (*yudao zixun gongsi* 御道咨询公司) par un groupe d'experts. Bluepath a été missionné à la
247 suite de cette réunion. Après un an environ de travail, Bluepath a soumis les résultats fin 2009.
248 Ces résultats ont ensuite été évalués en janvier 2010 lors d'une réunion organisée par le
249 MOHURD, et ré-évalués un peu plus tard lors d'un atelier sino-singapourien. « L'originalité
250 et la qualité » des travaux du Bluepath ont ainsi été ratifiés. En mai 2010, lors d'une réunion
251 ministérielle conjointe sino-singapourienne, le comité administratif a présenté la déclinaison
252 des KPI aux représentants officiels des deux pays à côté des représentants du Programme
253 Environnemental des Nations Unies. Enfin les KPI de l'éco-cité de Tianjin et leur déclinaison
254 ont été publiés sous la forme d'un livre de 608 pages intitulé « *Piloter l'éco-cité* »³⁷
255 (*Navigating the eco-city*, graphique 5).

256 **Emplacement graphique 5**

257 Dans ce livre, les 26 indicateurs sont organisés en quatre dimensions : société, économie,
258 ressource, et environnement. Chaque indicateur se décline successivement en « facteurs clés »
259 (*hexin yaosu* 核心要素), « composants clés » (*guanjian huanjie* 关键环节) et « mesures de
260 contrôle » (*kongzhi cuoshi* 控制措施). Parmi les mesures de contrôles, certaines concernent
261 des objectifs chiffrables et sont appelées « cibles de contrôle » (*kongzhi mubiao* 控制目标).
262 Au total, les 22 indicateurs de contrôle et 4 indicateurs de guide sont décomposés en 51

³⁵ Linda Low, « China Urbanizes: Consequences, Strategies, and Policies », *Asian-Pacific Economic Literature*, vol. 24, 2010, p. 179-80.

³⁶ Research team of Tianjin Eco-city KPI, *Daohang shengtai chengshi - Zhongxin shengtaicheng zhibiao tixi shishi moshi* (*Navigating Eco-city - Implementation of the KPI system of the Sino-Singapore Tianjin Eco-City*), *op.cit.*.

³⁷ *Ibid*

263 facteurs clés, 129 composants clés et 723 mesures de contrôles, dont 275 cibles de contrôle.
264 Le graphique 6 illustre à titre d'exemple la décomposition de l'indicateur sur la qualité de l'air.

265 **Emplacement graphique 6**

266 **Exemples de mesures & technologies appliquées**

267 *Énergies renouvelables (source : Entreprise de l'environnement)*

268 Trois principaux types d'énergie renouvelable ont été mis en œuvre dans l'éco-cité : solaire,
269 géothermie, et éolienne. Des panneaux solaires sont installés pour l'éclairage des voiries
270 publiques. En outre, un parc de panneaux solaires situé au sud de l'éco-cité alimente des
271 bureaux aux alentours. Quelques éoliennes installées à l'entrée de l'éco-cité sont en
272 fonctionnement et viennent en complément des panneaux solaires pour l'éclairage des voiries
273 publiques. Quant à la géothermie, elle est aujourd'hui employée sur un bâtiment public (voir
274 la partie suivante).

275 *Sobriété des bâtiments publics (source : Bureau de l'environnement)*

276 L'administration des logements sociaux siège dans un bâtiment à deux étages, qui est aussi un
277 centre de services pour les habitants (point de paiement d'électricité, d'eau et de charges,
278 gestion des logements sociaux, etc.). Au-delà de ses fonctions usuelles, ce bâtiment sert de
279 démonstrateur de sobriété énergétique. Une cinquantaine de pompes à chaleur géothermiques
280 sont réparties autour du bâtiment, chacune atteignant une profondeur de 120 mètres. Un puits
281 canadien vient compléter la géothermie pour assurer la climatisation du bâtiment. Les fenêtres
282 sont conçues de manière à assurer une multiple fonction : création de courant d'air, éclairage
283 naturel, diffusion de rayons solaires. L'électricité pour l'éclairage de nuit et le fonctionnement
284 des pompes à chaleur géothermiques est fournie par des panneaux solaires installés sur le toit
285 du bâtiment. L'ensemble des dispositifs rend le bâtiment à énergie positive, la surproduction
286 étant livrée au réseau municipal. En ce qui concerne l'eau, les pièces sont équipées de robinets
287 écologiques et de toilettes dont les chasses d'eau sont à débit régulé. Une bande de pelouse et
288 de chaussée perméable autour du bâtiment laisse infiltrer l'eau de pluie qui est ensuite
289 récoltée dans un réservoir enterré (30 m³). Ces eaux de pluie sont ensuite utilisées pour le
290 nettoyage des chaussées et l'arrosage des plantes.

291 *Gestion des déchets et assainissement urbain (source : Entreprise de l'environnement et* 292 *Maison de l'assainissement)*

293 Le nettoyage et l'assainissement de l'éco-cité sont gérés par la « maison de l'assainissement »,
294 instance de l'entreprise de l'environnement. Cette « maison » sert aussi de lieu de vie pour les

295 travailleurs (déjeuner, repos, activités, éventuellement logement). Notre visite de la maison a
296 été guidée par un cadre de l'entreprise de l'environnement. Une vidéo nous a été montrée sur
297 un écran à grand format dans le hall. Accompagnée de musique et d'une voix *off*, des images
298 prises à quatre coins de la ville défilent à l'écran et délivrent un message volontariste : grâce à
299 une organisation irréprochable des moyens humains et matériels, la maison de
300 l'assainissement maintient la propreté de l'éco-cité de façon à ce que cette ville soit un
301 modèle de l'environnement urbain. Ensuite, le cadre de l'entreprise nous a présenté le système
302 de collecte pneumatique des déchets installé dans l'éco-cité. Cinq chaînes de collecte,
303 importées de Suède, sont prévues à terme, une d'elles fonctionnant d'ores et déjà. Les points
304 de collecte se situent sur l'espace public dans chaque *xiaoqu* (quartier résidentiel, photo 2).
305 Les sacs de déchets sont aspirés et transportés au bout de tuyaux où ils sont rassemblés et
306 expédiés à l'incinération. Cette collecte fonctionne sur le volontariat des habitants – des
307 poubelles traditionnelles sont aussi disponibles au pied des bâtiments résidentiels – mais avec
308 une mesure d'incitation financière : les habitants gagnent des points lorsqu'ils utilisent le
309 système, et ces points leur donnent droit à des crédits dans des boutiques du quartier. D'après
310 le cadre qui nous guidait, « *l'antipathie initiale des habitants vis-à-vis de la collecte*
311 *pneumatique, imputable à un sentiment de complexité, s'est progressivement réduite* ».

312 **Emplacement photo 2**

313 *Gestion des eaux usées et pluviales (source : Entreprise de l'environnement, Station*
314 *d'épuration et Institut d'ingénierie et de recherche urbaine de Tianjin)*

315 Les eaux pluviales comme les eaux usées sont collectées par des réseaux souterrains (réseau
316 séparatif). Les eaux usées sont conduites à la station d'épuration. D'une capacité de traitement
317 de 150 000 m³/jour, la station d'épuration accueille également les eaux usées provenant des
318 usines proches. Ces eaux usées industrielles représentent aujourd'hui « *40% du volume total*
319 *traité* ». Pour faire face aux « chocs » toxiques générés par les eaux usées industrielles, la
320 technologie choisie pour cette première chaîne est une technologie simple et robuste, la
321 contrepartie de ce choix étant que le rejet ne peut satisfaire actuellement que le niveau I-B de
322 la norme nationale pour les eaux usées industrielles. Suite à un durcissement de la norme des
323 eaux relative aux rejets des stations d'épuration, une deuxième chaîne de traitement est en
324 construction. La nouvelle chaîne intégrera une technologie plus avancée qui permettra
325 d'améliorer la qualité de rejet de I-B vers I-A. Pour atteindre la norme de l'eau grise exigée
326 pour la réutilisation, un système de traitement par membrane sera aussi nécessaire.

327 Quant à l'eau de pluie, sa gestion s'articule autour des masses d'eau de l'éco-cité constituées
328 du lac *Qingjing Hu*, du canal *Jiyun He*, et de quatre ruisseaux artificiels. L'éco-cité est divisée
329 en quatre bassins versants. Des tuyaux et tunnels de larges sections (jusqu'à 16 m²) sont posés
330 en profondeur (plus de 3 mètre de profondeur aux exutoires) et forment un réseau de 63,2 km
331 qui conduit l'eau de pluie jusqu'à quatre stations de pompes construites le long du canal.
332 Une fois pompée à la surface, les eaux passent successivement par un canal en béton et une
333 zone de roseaux avant de rejoindre le milieu récepteur (photo 3).

334 **Emplacement photo 3**

335 Afin de maintenir la qualité des eaux de surface à l'intérieur de l'éco-cité, une coupure a été
336 réalisée sur le canal qui divise le canal en une partie intérieure et une partie extérieure à l'éco-
337 cité. Afin que la masse d'eau ainsi refermée ne soit pas complètement stagnante, le ruisseau
338 *Huifeng Xi* a été prolongé et amène l'eau de désalinisation provenant d'une centrale électrique
339 au bord de la mer. Néanmoins un processus d'eutrophisation a déjà été constaté dans le lac,
340 processus pour lequel l'entreprise de l'environnement est en train d'étudier des solutions.

341 **Discussion: quelles expériences et quelles leçons à tirer ?**

342 La notion de « modèle » s'inscrit profondément dans la pensée chinoise³⁸. En effet, dans la
343 langue chinoise, beaucoup de synonymes de « modèle » existent qui font référence à la notion
344 connexe de « reproductibilité ». Ces termes comme *mofan* (模范 exemplaire), *dianxing* (典型
345 typique), *bangyang* (榜样 modèle), *biaozhun* (标准 standard) sont couramment utilisés dans
346 les discours politiques. Quant à l'éco-cité de Tianjin, elle a été dès sa naissance considérée
347 comme un projet « réaliste » (*practical*), « reproductible » (*replicable*) et « extensible »
348 (*scaleable*)³⁹. À cet égard, il est intéressant de comparer le modèle de l'éco-cité de Tianjin tel
349 qu'il se donne à voir dans le système de KPI et dans sa mise en œuvre au concret telle que
350 nous avons pu l'observer au cours notre enquête.

351 *Les KPI et les mesures de monitoring détaillées pour guider les actions*

352 Le système de KPI mais surtout leur déclinaison en sous-indicateurs constitue une originalité.
353 A travers ce travail, les autorités ont affirmé leur ambition de faire de l'éco-cité de Tianjin un
354 « modèle » de développement durable. Le fruit de ce travail est un guide d'action pour les
355 gestionnaires de la ville. Au-delà des fonctions de suivi et de contrôle, les KPI remplissent

³⁸ C.P. Pow et H. Neo, « Modelling Green Urbanism in China », *art.cit.*, p. 132-40.

³⁹ C.P. Pow et H. Neo, « Seeing Red Over Green », *art. cit.*, p. 2256-2274.

356 également une fonction « cachée » de support à la négociation. Chaque indicateur permet en
357 effet à des acteurs de se mettre d'accord sur des objectifs et des moyens de contrôle de ces
358 objectifs. Par le biais des KPI, de nombreuses infrastructures et technologies vertes ont été
359 implantées. Chaque département ministériel y inscrit ses objectifs et ses impératifs, en faisant
360 d'ailleurs supporter par la puissance publique les ambitions environnementales les plus fortes
361 et en repoussant à une négociation ultérieure avec les promoteurs aménageurs privés
362 l'inscription de ces contraintes environnementales dans les constructions de logements.

363 *Une organisation administrative qui donne du poids aux préoccupations environnementales*

364 Le pouvoir confié au bureau de l'environnement n'est pas habituel en Chine et révèle une
365 certaine audace politique. Par exemple, sous sa tutelle, la maison de l'assainissement assure la
366 propreté de la ville tout en promouvant l'innovation en assainissement urbain. Cette structure
367 est en réalité une « invention » de l'éco-cité de Tianjin, qui permet d'« organiser
368 efficacement les tâches et définir les responsabilités » (visite à la maison d'assainissement).
369 Pourtant, sans une collaboration officielle avec l'autorité de l'éco-cité, il nous a été impossible
370 d'obtenir des informations sur le monitoring de la performance des actions mises en place.

371 De plus, la création d'entreprises publiques telles que les entreprises de l'environnement et
372 des eaux témoigne du caractère entrepreneurial des éco-cités chinoises, avec le souci d'une
373 planification étatique constante. Ce système a néanmoins permis d'assurer la bonne conduite
374 de nombreux projets environnementaux: dépollution de l'ancien réservoir des eaux usées,
375 construction et exploitation de la station d'épuration, installation des systèmes de pompage
376 des eaux pluviales et de collecte pneumatique des déchets.

377 *Une sociologie des cadres en avance sur son temps*

378 La jeunesse des ressources humaines est un caractère remarquable de l'éco-cité. Au comité
379 administratif, au bureau de l'environnement ou encore au sein de structures hiérarchiquement
380 inférieures, toutes les personnes que nous avons rencontrées étaient d'un âge ne dépassant pas
381 quarante ans. Jouissant d'un capital scolaire et d'un capital économique élevé, ayant grandi
382 dans un environnement social plus libre, ces jeunes chinois, nés dans les années 1970 et 1980,
383 constituent une génération caractérisée par une conscience environnementale plus importante
384 que leurs aînés⁴⁰. Bien que fréquemment évoquée dans les discours politiques chinois, cette

⁴⁰ Ren Liying, « Huanjingbaohu zhongde gongzhongcanyu », *Huanjing wenti yu huanjingyishi*, 2002, p. 89-133.

385 volonté d'intégrer plus de jeunes dans les équipes dirigeantes est en fait peu courante. Même
386 si cette composition sociologique n'est pas un gage de changement et n'éclipse pas en soi les
387 contraintes et les pratiques politiques habituelles, les rapports de forces et les conflits d'intérêt
388 propres à tout projet urbain, elle constitue une expérimentation qui ne manquera pas d'être
389 analysée et suivie.

390 *De grands efforts sur la communication publicitaire*

391 L'éco-cité de Tianjin a misé fortement dès la pose de la première pierre sur le déploiement
392 d'une communication adéquate et de grande envergure en se présentant un *flagship project*,
393 *strategic project*, termes qui sont systématiques employés dans les mondes académiques,
394 médiatiques et politiques. Par exemple, les quelques éoliennes qui trônent à l'entrée de la ville
395 et qui ont plus une valeur symbolique qu'un rôle effectif de production électrique par l'éco-
396 cité, les panneaux solaires approvisionnant en énergie les lampadaires destinés à l'éclairage
397 public, les grandes salles d'expositions agrémentées de photos et d'images de villes futuristes,
398 la vidéo éloquente exposée à la maison de l'assainissement, jusqu'aux uniformes des
399 travailleurs de nettoyage bien plus propres et entretenus qu'ailleurs, une atmosphère aseptisée
400 se fait sentir à chaque coin de la ville et sonne comme un rappel permanent : « vous êtes à
401 l'éco-cité ! ». Certes, cet effort de communication n'est pas une garantie des performances
402 réelles de la ville. Néanmoins, comme l'a suggéré McFarlane⁴², « *les documents et affichages*
403 *présentés par les consultants peuvent jouer une influence importante dans la perception du*
404 *public des projets urbains* », n'est-ce pas un « bon » moyen en Chine d'influencer la
405 perception publique et d'encourager des changements de comportements ?

406 [Les points obscurs dans la mise en œuvre du système de KPI](#)

407 Le caractère colossal des aménagements d'ores et déjà accomplis et la gouvernance très
408 intégrée du projet, facteurs de réussite étonnamment peu mis en évidence dans la littérature
409 (qu'il s'agisse de la littérature scientifique, de la presse généraliste ou professionnelle) ne doit
410 pas conduire à ignorer qu'un grand nombre de points d'interrogation demeurent. Dans cette
411 partie, en nous concentrant sur le système de KPI, nous exposerons quelques-unes de ces
412 interrogations.

⁴¹ Hong et al., « Zhongguo gongzhong huanjingguanxin de nianlingchayi fenxi », *Renmin University of China*, 2011.

⁴² Collin McFarlane, *Learning the City: Knowledge and Translocal Assemblage*, Oxford: Wiley Blackwell, 2011.

413 *Une application des KPI problématique*

414 Si l'ambition d'implanter des technologies vertes s'est traduite, ainsi que nous l'avons
415 montrée dans les paragraphes précédents, par un certain nombre de réalisations, la volonté
416 d'utiliser les indicateurs pour guider les futures actions d'aménagement et de gestion semble
417 moins évidente. On peut identifier, pour cette dimension, quatre problèmes majeurs.

418 **Des effets pervers révélés par les indicateurs et les systèmes techniques mis en place.**

419 Le secteur des déchets constitue un exemple de ce triste constat. La collecte pneumatique est
420 une technologie sophistiquée permettant de transporter les déchets proprement et, d'après
421 « Piloter l'éco-cité », d'augmenter le taux de recyclage⁴³. Sa mise œuvre pose cependant au
422 moins deux questions. Premièrement, l'incitation à utiliser le système par l'attribution de
423 points aux utilisateurs n'entre-t-elle pas en concurrence avec l'indicateur sur la quantité de
424 déchets produits, à savoir « inférieure à 0.8 kg par jour par personne »? Deuxièmement,
425 comme le système ne permet pas de faire du tri au-delà celui des déchets secs et humides⁴⁴,
426 l'implantation de ce système ne défavorise-t-il pas le tri entre plastique, verre etc.? S'ajoute à
427 ces questions celle des déchets toxiques qui peuvent être mélangés avec d'autres déchets dans
428 les sacs poubelle. À terme, une « plateforme intelligente » de tri et de recyclage est prévue qui
429 coexisterait avec la collecte pneumatique. Comment les deux systèmes se conjugueront ils,
430 sachant que pour accumuler des points, les habitants auront intérêt à tout mettre dans la
431 collecte pneumatique au lieu de trier ?

432 **Discordance entre performances réelles et performances perçues.**

433 Par « performances réelles », on entend les performances en termes de durabilité urbaine, ce
434 sont celles qui sont mesurées par les KPI. Les « performances perçues » font référence aux
435 facteurs d'attractivité de la ville. Il est évident que ces deux performances convergent dans un
436 certain nombre de cas... mais pas toujours ! Un exemple assez convaincant concerne
437 l'implantation et le maintien dans un état hydrique satisfaisant de la végétation. Les terres
438 salines et alcalines sur lesquelles l'éco-cité repose et la pluviométrie faible sont défavorables
439 au développement de la végétation. La création des espaces verts nécessite de l'eau, beaucoup
440 d'eau. Un employé de l'entreprise de l'eau nous a ainsi informés que la dépense pour le

⁴³ L'incinération des déchets pour la production d'électricité est considérée comme du recyclage selon « Piloter l'éco-cité ».

⁴⁴ Le système permettant de faire le tri existe chez les fournisseurs mais n'est pas choisi par l'éco-cité.

441 maintien des espaces verts par l'arrosage représente un budget considérable pour le comité
442 administratif de l'éco-cité. Si l'éco-cité se sent obligée de maintenir les espaces verts au
443 détriment de l'eau et des économies potentiellement réalisables, c'est parce que la
444 végétalisation de la ville constitue un cadre de vie apprécié des acheteurs de logements. En
445 effet, de nombreux témoignages recueillis officieusement convergent sur les motivations des
446 acheteurs de logements qui ne sont pas très différentes d'autres villes en Chine. Outre le
447 confort du logement lui-même, les points importants concernent : 1) le cadre de vie avec de
448 nombreux espaces verts au sein des îlots urbains; 2) les équipements publics comprenant de
449 bonnes écoles en premier lieu, et de bonnes infrastructures hospitalières en second lieu. Si la
450 qualité du cadre de vie voulue par les habitants devrait être prise en compte dans la
451 performance environnementale mesurée par le système de KPI, force est de constater que
452 l'implantation d'écoles et d'hôpitaux ne relève aujourd'hui d'aucune mesure de la
453 performance, dans la mesure où aucun indicateur n'a été défini dans ce sens.

454 **Une pérennité des systèmes techniques mis en place qui pose problème sur le long terme.**

455 La réussite de l'éco-cité suppose des actions pérennes au fil des différentes phases
456 d'aménagement. Au début de la construction de l'éco-cité, tous les logements étaient
457 obligatoirement équipés de dispositifs dits écologiques (robinets écologiques et toilettes à
458 débits régulés). Cette mesure a cependant été abandonnée par la nouvelle équipe dirigeante de
459 l'éco-cité, « *soucieuse d'attirer de nouveaux investisseurs et souhaitant alléger les*
460 *contraintes pesant sur les promoteurs immobiliers* » (interview à l'Entreprise des eaux). Cette
461 décision révèle à quel point la spécificité du système politique chinois doit être prise en
462 compte, avec : 1) une alternance fréquente des gouverneurs locaux en vue d'éviter la
463 corruption ; 2) la volonté de se démarquer de l'équipe ou du leader précédent pour toute
464 nouvelle équipe, sous peine d'être considérée comme inactive ; et 3) la position dominante de
465 la réussite économique parmi les critères d'évaluation des politiques locales⁴⁵. Quels
466 mécanismes peut-on imaginer afin de minimiser l'impact de ces alternances administratives
467 et/ou politiques sur la conduite du projet de l'éco-cité, qui est un projet de très long terme ?
468 Comme le suggère la directive des Nations Unies⁴⁶, l'ajout d'une dimension « gouvernance »
469 dans les indicateurs constitue une piste intéressante. Même si cela ne permettra pas de

⁴⁵ C. Shih-Shen, « Chinese Eco-Cities: A Perspective of Land-Speculation-Oriented Local Entrepreneurialism », *art. cit.*, p. 173-96.

⁴⁶ United Nations, « Indicators of sustainable development: guidelines and methodologies », New York, 2007.

470 contrecarrer les logiques structurelles de financement des aménagements, cela peut constituer
471 une ressource précieuse pour une équipe dirigeante soucieuse de justifier la pérennité de
472 mesures au-delà du renouvellement du personnel politique.

473 **Un manque de coordination régionale.**

474 Bien que l'éco-cité soit une entité très spécifique dans le *Binhai xinqu* et dans la région de
475 Tianjin, dotée d'appuis politiques et financiers forts⁴⁷, sa réussite complète n'advient pas
476 sans une coordination à plus grande échelle. Nous avons essuyé à maintes reprises un refus en
477 sollicitant un taxi pour un trajet Tianjin-Tianjin Eco-cité. La distance et le risque d'un retour à
478 vide était à chaque fois l'argument avancé pour refuser la course. Cette anecdote montre à
479 quel point l'éco-cité est perçue comme éloignée de la ville de Tianjin. La qualité de
480 l'infrastructure et la possibilité d'emprunter plusieurs itinéraires ne rendent pas pour autant
481 évident un déplacement pendulaire en raison du coût d'utilisation des véhicules
482 (amortissement, consommation d'essence et frais de péage). Ce problème de transport est
483 certainement l'un des deux facteurs majeurs qui avaient fait de l'éco-cité une « ville
484 fantôme »^{48,49,50} durant les premières années, l'autre étant la faible implantation des entreprises,
485 elle-même intimement liée à la question de la desserte de l'éco-cité. En effet, il existe
486 aujourd'hui deux options pour se rendre à l'éco-cité. La première option consiste en un
487 déplacement automobile (privé ou taxi) en utilisant le réseau routier existant entre la ville de
488 Tianjin et l'éco-cité. Malgré la qualité de l'infrastructure et la possibilité d'emprunter
489 plusieurs itinéraires, un déplacement pendulaire reste tâche compliqué en tenant en compte du
490 coût d'utilisation des véhicules (amortissement, consommation d'essence et frais de péage).
491 La deuxième option, au moins aussi compliquée, consiste à transiter par la zone économique
492 de Tanggu, située à 16 km dans le sud de l'éco-cité. Mais bien que Tanggu soit reliée avec la
493 ville de Tianjin par des lignes de bus (1h30-2h de trajet), il n'existe pas de transport en
494 commun entre Tanggu et l'éco-cité. De plus, la seule liaison routière entre Tanggu et l'éco-
495 cité consiste en une route nationale de très mauvaise qualité. Une ligne de tram-métro est

⁴⁷ Curien, « Services essentiels en réseaux et fabrique urbaine en Chine: la quête d'une environnementalisation dans le cadre d'un développement accéléré - Enquêtes à Shanghai, Suzhou et Tianjin », *op.cit.*.

⁴⁸ Ibid.

⁴⁹ « En Chine, le défi des éco-cités fantômes », *Le Monde*, http://www.lemonde.fr/planete/visuel/2015/09/26/en-chine-le-mirage-des-ecocites_4771532_3244.html (consulté le 27 mai 2016).

⁵⁰ « Chine : les villes fantômes défient les plans du pouvoir », *Le Figaro*, 19 août 2013, <http://www.lefigaro.fr/international/2013/08/19/01003-20130819ARTFIG00175-chine-les-villes-fantomes-defient-les-plans-du-pouvoir.php> (consulté le 01 juin 2016).

496 prévue de desservir l'éco-cité depuis la ville de Tianjin, mais demeure aujourd'hui à l'état de
497 projet. Faut de moyen financier, la construction de cette ligne a été interrompue. Aucun de
498 nos interlocuteurs n'a su donner une réponse à notre question concernant une éventuelle date
499 de reprise de construction.

500 Un autre exemple frappant concerne la gestion des eaux usées. A l'échelle régionale,
501 l'inexistence d'une planification intégrée de la gestion des eaux usées conduit directement à
502 des conséquences néfastes pour l'éco-cité : la station d'épuration prévue pour l'éco-cité traite
503 aujourd'hui aussi les eaux usées industrielles. Ces eaux étaient autrefois traitées, bien que de
504 manière sommaire, avant la sortie des usines. L'existence de la station pour le moment
505 surdimensionnée a conduit à abandonner ces traitements préalables.

506 *Une conception partielle du système de KPI et peu adaptée à la réalité de terrain des usagers.*
507 Le ministère MOHURD envisageait initialement un système d'indicateurs « complet » de
508 durabilité, intégrant les dimensions sociales et économiques. Cependant, la définition des KPI
509 a été confiée dans un premier temps à l'Académie des sciences environnementales. Celle-ci a
510 finalement en partie redéfini la commande du MOHURD et a décidé de travailler
511 « *uniquement sur les indicateurs environnementaux* » (interview à l'Académie des sciences de
512 Tianjin). Une fois le travail de l'Académie achevé, le MOHURD a complété le système en y
513 faisant figurer quelques indicateurs qui révélaient des objectifs sociaux et économiques.

514 Un autre point faible concerne l'absence totale de concertation avec le public et les futurs
515 habitants de l'éco-cité dans la définition des indicateurs, tout comme dans la mise en place de
516 politiques et d'infrastructures dans l'éco-cité. Malgré la conscience aiguë de l'importance de
517 la planification participative, affirmée à de nombreuses reprises dans « *Piloter l'éco-cité* », on
518 trouve peu de preuves sur le terrain de la mise en œuvre de ce principe.

519 Nos enquêtes montrent que les premiers habitants de l'éco-cité de Tianjin sont très peu
520 conscients des objectifs de durabilité de leur ville et des mesures prises par les autorités
521 administratives de la ville. Même si l'intérêt d'inclure dans la fabrique de villes un plus grand
522 nombre d'acteurs, y compris le public, a commencé à émerger ces dernières années dans les
523 débats scientifiques en Chine⁵¹, le rôle des habitants dans l'usage et l'appropriation des

⁵¹ Cheng et Hu, « *Planning for Sustainability in China's Urban Development* », *art.cit.*, p. 119-26.

524 politiques et mesures qui leur sont imposées est peu étudié. Pourtant, la participation du
525 public dans la fabrique des éco-cités et l'élaboration d'un système de KPI sont des sujets qui
526 se rejoignent car la réussite de l'un est conditionnée à l'autre. Pour certains indicateurs, par
527 exemple ceux de l'éco-mobilité, les habitants sont un facteur décisif de cette réussite.
528 Rétroactivement, un bon usage des indicateurs des habitants pourrait aider à justifier les choix
529 des experts et les actions menées par les autorités. Dans le cas de Tianjin, deux points
530 semblent s'opposer à une évolution de comportements : les modalités d'incitation financières
531 et culturelles, que nous expliquerons par la suite.

532 **Incitation financière.** L'incitation financière constitue un des mécanismes directs permettant
533 d'orienter les comportements. Le dispositif de points pour la collecte pneumatique des déchets
534 est une tentative qui commence à porter ses fruits. Il pourrait être bénéfique de développer un
535 système semblable dans d'autres secteurs (par exemple l'utilisation des transports en
536 communs). Encore une fois, la réflexion de ceux-ci devrait être replacée dans le contexte de
537 l'analyse globale du modèle économique de l'éco-cité.

538 **Incitation culturelle.**

539 La voiture individuelle est aujourd'hui un puissant facteur de reconnaissance sociale en Chine,
540 au-delà de son rôle fonctionnel pour la mobilité. Pendant notre visite, certains de nos
541 interlocuteurs ne se sont pas privés de critiquer les pistes cyclables jugées « *surdimensionnés*
542 *et gâchant de l'espace* » parce que « *les chinois ne prennent plus leurs vélos aujourd'hui* ».
543 En effet, toutes les villes chinoises montrent une phase de forte croissance du nombre de
544 véhicules privés⁵⁵. L'acquisition d'une automobile est un des éléments qui entrent dans les
545 stratégies matrimoniales des familles. Dans ce contexte, persuader les habitants de reprendre
546 leur ancien mode de transport tel que le vélo au nom de la préservation de l'environnement,
547 semble illusoire. Ceci ne signifie pas qu'il faut privilégier l'inaction et laisser les voitures se
548 multiplier en ville, avec les risques sanitaires et environnementaux que cela représente, mais
549 qu'il faut mettre en place des systèmes de transport en commun performants, efficaces, et

⁵² Jia He et al., « Framework for Integration of Urban Planning, Strategic Environmental Assessment and Ecological Planning for Urban Sustainability within the Context of China », *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 31, n° 6, 2011, P. 549-60.

⁵³ Ren Liying, « Huanjingbaohu zhongde gongzhongcanyu », *art. cit.*, p 89-133.

⁵⁴ Yu Li, « Low Carbon Eco-City: New Approach for Chinese Urbanisation », *art. cit.*, p. 102-10.

⁵⁵ Feng and Li, « Car ownership control in Chinese mega cities: Shanghai, Beijing and Guangzhou », *Journeys*, 2013, p. 40-49.

550 confortables et engager des campagnes de communication ambitieuses et réellement
551 incitatives, seul moyen de rivaliser avec l'attrait que représentent les voitures individuelles en
552 Chine. Ce facteur culturel a sans doute été sous-estimé dans le cas de l'éco-cité de Tianjin, qui
553 a adopté de larges pistes cyclables, au détriment d'efforts pour le développement de transports
554 en commun qui ne sont constitués que par quatre lignes de bus.

555 **Conclusion**

556 La « modernisation écologique » chinoise, tout comme en occident, est très certainement un
557 processus incrémental, long et exigeant des changements socio-économiques profonds.
558 L'ancien modèle d'urbanisme orienté uniquement vers le développement économique est en
559 train de laisser la place à un modèle d'avantage intégrationniste. Le projet de l'éco-cité de
560 Tianjin, conçu à un moment charnière, fournit des pistes intéressantes pour la réalisation de
561 cette transition. Nos observations de terrain semblent confirmer le caractère entrepreneurial
562 des actions publiques et la technophilie omniprésente dans le projet. Si l'entrepreneurialisme
563 n'est pas propre à l'urbanisme chinois, le contexte spécifique de la Chine où la décision
564 politique est très majoritairement « *top-down* » et influencée par le réseau relationnel du
565 décideur (*guanxi*) au détriment de la place des citoyens⁵⁶, semble particulièrement favoriser
566 l'omniprésence et le maintien de cet entrepreneurialisme. Cependant il ne semble pas
567 irréaliste « d'alléger » la technophilie qui a présidé jusqu'à maintenant dans les choix
568 d'aménagement. Une telle réforme suppose une prise de conscience de l'importance d'une
569 gouvernance d'avantage participative, du moins impliquant les habitants dans le projet
570 technique. Dans le cas de l'éco-cité de Tianjin, que ce soit le bâtiment à énergie passive, la
571 collecte pneumatique des déchets, ou l'assainissement des eaux usées et pluviales, les
572 systèmes techniques ou technologiques sont déjà mis en œuvre dans d'autres projets urbains
573 en Chine ou ailleurs. Ce qui distingue Tianjin d'autres réalisations urbaines, c'est l'effet de
574 concentration de ces réalisations techniques. Et si l'éco-cité de Tianjin marque pour certains
575 une rupture sur le plan de la prise en compte de l'environnement dans les modes
576 d'urbanisation, c'est aussi parce que son système de gouvernance présente certaines
577 caractéristiques favorables au regard des contraintes environnementales. Le système de KPI
578 existant constitue aujourd'hui une injonction à rendre compte de la performance
579 environnementale de l'éco-cité. Sa réforme en cours correspond très certainement à la prise de

⁵⁶ de Jong et al., « Developing robust organizational frameworks for Sino-foreign eco-cities », *art.cit.*, p. 209-20.

580 conscience par l'autorité de l'éco-cité qu'il va être de plus en plus difficile, à mesure qu'un
581 nombre significatif d'habitants sont désormais installés, d'implémenter les technologies vertes
582 qui ignoreraient les conditions d'appropriation par les usagers de ces technologies.

583 La particularité du développement de l'éco-cité de Tianjin en comparaison avec l'urbanisation
584 durable de quartiers périphériques d'autres mégapoles chinoises est cependant peut-être une
585 certaine forme de développement autarcique de cette éco-cité. En effet, le modèle de l'« éco-
586 cité » ici étudié illustre particulièrement une absence, voire une volonté de déconnecter l'éco-
587 cité et son environnement territorial immédiat. Par exemple, est-il techniquement possible et
588 quel sens (sanitaire, environnemental) peut avoir l'amélioration de la qualité de l'air dans le
589 périmètre strict de l'éco-cité ? Quelle fonction environnementale donner au fait de conserver
590 une bonne qualité de l'eau de surface dans l'éco-cité en isolant cette éco-cité du cours d'eau
591 pollué qui continue de couler à proximité ? Ces questions illustrent bien la particularité liée à
592 la conception et au développement de ces éco-cités en Chine. En ce sens, elles nous
593 conduisent à conclure que l'éco-cité de Tianjin appartient à un courant intégrationniste
594 d'urbanisation chinoise - fortement marqué par les pratiques entrepreneuriales du pouvoir
595 local - mais dans le même temps l'éco-cité en représente sans doute une variante. D'un côté,
596 les dispositifs techniques intensivement employées au sein de la ville confèrent l'éco-cité
597 l'image d'un « incubateur » de solutions environnementales destinées à être « exporter »; de
598 l'autre côté, la présence de frontières quasi-hermétiques dessinées implicitement par le
599 système de KPI associé à l'éco-cité rend ce possible « rayonnement », même à une échelle
600 locale (la région de Tianjin par exemple), incertain. Il reste à évaluer dans quelle mesure les
601 autres projets d'éco-cités ont suivi la trajectoire de l'éco-cité de Tianjin et si cette mise en
602 autarcie est tenable sur un moyen et un long termes mais en attendant, l'éco-cité chinoise
603 apparaît largement comme une « incubated city ».

604 Cet article constitue donc une tentative d'évaluer l'implémentation grandeur réelle du système
605 de KPI de l'éco-cité de Tianjin, avec une réflexion avancée sur les mesures techniques et
606 politiques mises en place au travers de l'élaboration et mise en œuvre du système de KPI. Les
607 observations que nous avons exposées ici, certes non exhaustives, montrent que ce projet est
608 loin d'être uniquement le projet vitrine, ou la « ville fantôme » véhiculés par la presse
609 internationale et les premières investigations scientifiques mais illustre au contraire les
610 frémissements d'une urbanisation plus « durable » à la chinoise, une « incubated city »,
611 aujourd'hui encore entravée par des limites territoriales strictes allant de pair avec la création
612 du système de KPI. Le décloisement territorial des institutions administratives, politiques de

613 l'éco-cité et une participation plus active des habitants aux réflexions engagées autour du
614 système de KPI semblent être aujourd'hui les deux facteurs clés pour une réussite durable du
615 concept initial d'éco-cité.



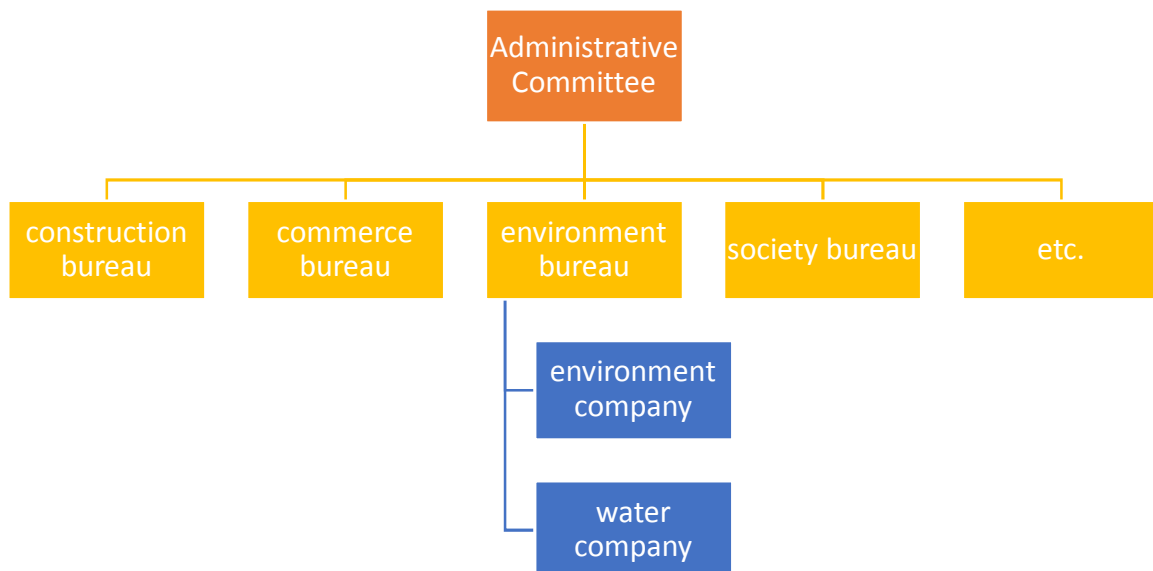
Graphique 1 Localisation de l'éco-cité de Tianjin. Sources: site web de l'éco-cité de Tianjin. 2016



Graphique 2 Le plan masse de l'éco-cité de Tianjin. Sources: site web de l'éco-cité. 2016



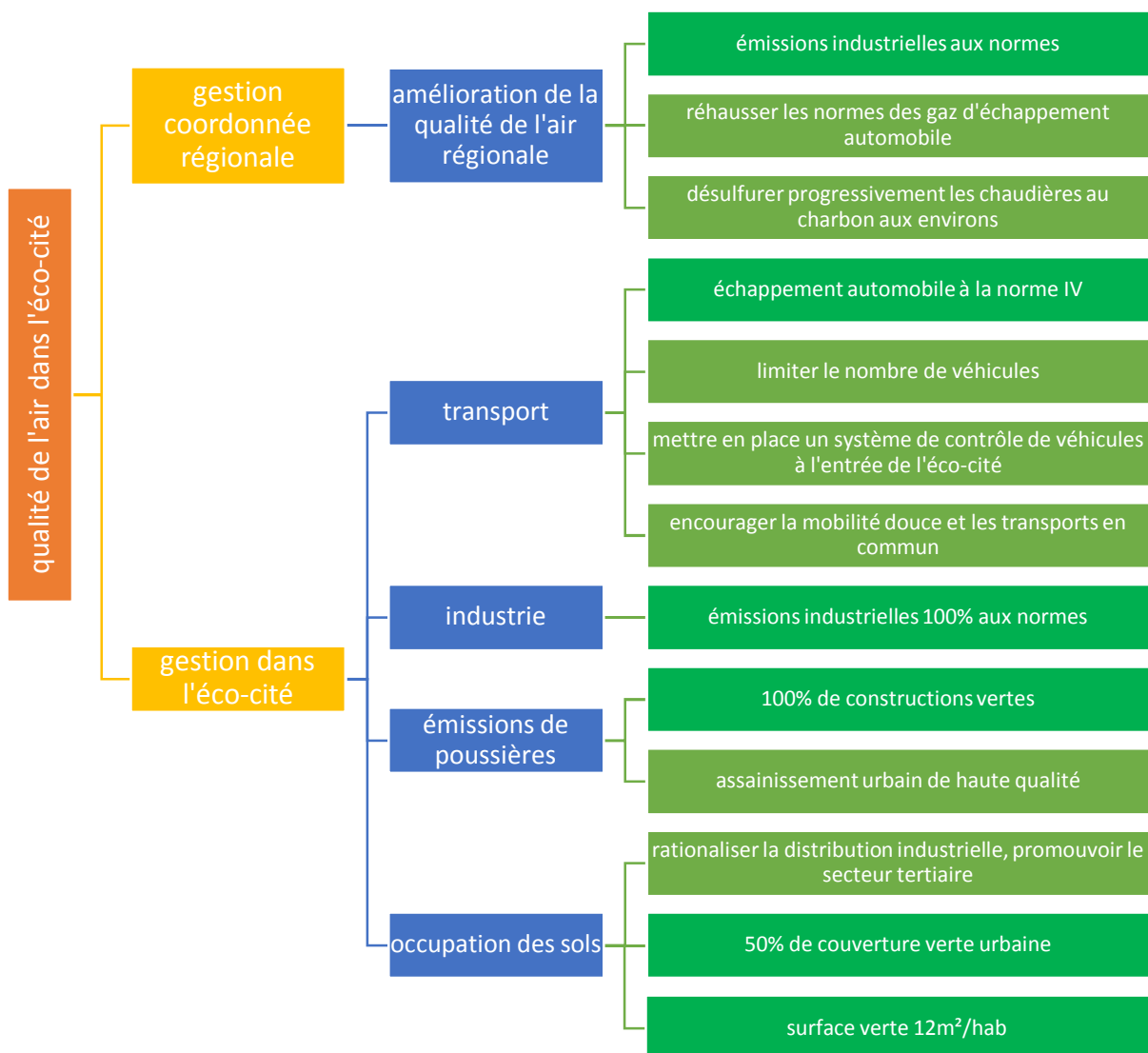
Graphique 3 Vue aérienne de l'éco-cité de Tianjin. Les points rouges représentent les pompages des eaux pluviales.
Sources: GoogleEarth 2016



Graphique 4 Organigramme du comité administratif de l'éco-cité de Tianjin. @Yinghao Li 2016



Graphique 5 Page d'ouverture de « Naviguer l'éco-cité ».



Graphique 6 Un exemple de décomposition de l'indicateur sur la qualité de l'air dans l'éco-cité. Prenant en compte la nécessité d'une gestion régionale, de la réduction d'émission à la source et des facteurs d'incertitude, l'indicateur se décline en 2 facteurs clés, 5 composants clés et 13 mesures de contrôle dont 6 cibles de contrôle (en verte foncée).
 ©Yinghao Li 2016



Photo 1 Maquette de nouveau quartier résidentiel dans une agence immobilière. Les manettes qui portent l’affichage rouge figurent les bâtiments dans lesquels tous les appartements sont vendus. ©Yinghao Li 2016



Photo 2 Points de collecte des déchets pneumatiques installés dans un quartier de l’éco-cité de Tianjin. ©Yinghao Li 2016



Photo 3 Une des quatre zones de tampon pour les eaux pluviales composée par un canal en béton et des roseaux. ©Yinghao Li 2016