UNIVERSITÉ PARIS-EST

Pôle de recherche et d'enseignement supérieur

Mémoire présenté pour l'obtention de l'Habilitation à Diriger des Recherches

Contribution à l'étude des sources et flux de contaminants dans les eaux pluviales urbaines

Marie-Christine Gromaire

Soutenue le 28 novembre 2012

Membres du jury :

Mme Véronique RUBAN	rapporteur
M. Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI	rapporteur
M. Jean-Marie MOUCHEL	rapporteur
Mme Rafaela MATOS	examinateur
M. Bruno TASSIN	examinateur
M. Ghassan CHEBBO	directeur de HDR

leesu
laboratoire eau environnement systèmes urbains

OPUR

SOMMAIRE

I. INTRODUCTION 5

II. CONTRIBUTION A L'ETUDE DE LA GENERATION ET DU TRANSPORT DE LA POLLUTION DES EFFLUENTS UNITAIRES DE TEMPS DE PLUIE 9

II.1. Le bassin versant expérimental du Marais (1994 – 1998; OPUR1) 9
II.1.1. Contexte et objectifs du projet 9
II.1.2. Le dispositif expérimental 9
II.1.3. Principaux résultats 11

II.2. Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires (2001 – 2005; OPUR2) 15
II.2.1. Contexte et objectifs du projet 15
II.2.2. Dispositif expérimental 15
II.2.3. Principaux résultats 17

II.3. Nature, dynamique et localisation des dépôts organiques en réseau d'assainissement unitaire (2000 – 2006; OPUR2) 21
II.3.1. Contexte et objectifs du projet 21
II.3.2. Développements méthodologiques 22
II.3.3. Principaux résultats 24
II.3.4. Conclusions sur la nature, la dynamique et la localisation des dépôts contribuant à la contamination des RUTP à l'échelle des bassins versants d'OPUR 28

III. CONTRIBUTION A L'ELABORATION ET A L'EVALUATION D'OUTILS DE GESTION DE LA POLLUTION DES EFFLUENTS UNITAIRES DE TEMPS DE PLUIE 31

III.1. Développement et mise en oeuvre d'un protocole de mesure de la vitesse de chute des contaminants particulaires dans les eaux urbaines (2001 – 2008) 31
III.1.1. Contexte et objectifs 31
III.1.2. Développement et validation de protocoles de mesure 32

III.2. Analyse des besoins en modèles opérationnels de calcul des flux polluants en réseau d'assainissement, par temps de pluie (2001) 35

III.3. Contribution à l'évaluation de la mesure en continu de la turbidité comme outil de gestion des réseaux d'assainissements (2004 – 2007) 36

IV. CONTRIBUTION A L'ETUDE DES FLUX ET SOURCES DE CONTAMINANTS DANS LES EAUX DE RUISSELLEMENT URBAINES ET LES EAUX PLUVIALES SEPARATIVES (OPUR3) 37

IV.1. Emission de contaminants par les matériaux et les pratiques d'entretien des toitures 37
IV.1.1. Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement – projet TOITEAU (2005 – 2009) 37
IV.1.2. Incidence des pratiques d'entretien des toitures en tuile sur la contamination des eaux de ruissellement (2008-2012; projet Qualico) 45

IV.2. Gestion des eaux de ruissellement à l'amont des bassins versants 54
IV.2.1. Flux de micropolluants dans les eaux pluviales urbaines. Effet de différents modes de gestion des eaux pluviales (2006 – 2010) 54

IV.2.2. Les toitures végétalisées, source ou puis de contamination des eaux de ruissellement (2010 - 2012; projet TVGEP) 62

V. PERSPECTIVES DE RECHERCHE 67

V.1. Contamination du ruissellement par les matériaux et consommables urbains - analyse des processus et modélisation des flux à émis à l'échelle du bassin versant.... 67

V.1.1. Caractérisation du potentiel émissif des matériaux et consommables urbains 67

V.1.2. Modélisation et hiérarchisation des émissions à l'échelle du bassin versant.... 69

V.2. Vers une maîtrise à la source de la contamination des eaux de ruissellement - comprendre et modéliser le devenir des contaminants dans les ouvrages de gestion à la source des eaux de ruissellement pour optimiser leur rétention..... 70

V.2.1. Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines 72

V.2.2. Analyse du risque de contamination diffuse des sols par les dispositifs de gestion à la parcelle des eaux de ruissellement urbaines. 74

V.2.3. Etude des flux d'eau et de contaminants dans des ouvrages rustiques de rétention / filtration des eaux de ruissellement à la parcelle 76

VI. REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUES 79

VII. NOTICE BIBLIOGRAPHIQUE 88

I. Introduction

Après une première introduction à la recherche, sur le thème de la caractérisation hydrodynamique des sols au voisinage de la surface (sujet de mon stage de DEA), mes travaux de recherche se sont orientés dès 1994, avec le début de ma thèse de doctorat, sur la thématique de la contamination des eaux pluviales urbaines.

En 1994, les problématiques de recherche liées aux rejets urbains de temps de pluie (RUTP) - terme qui désigne "l'ensemble des rejets se produisant par temps de pluie à l'interface du système d'assainissement d'une agglomération et du milieu récepteur » (Chebbo et al. 1995) - étaient fortement structurées par la directive européenne "eaux résiduaires urbaines" de 1991 et sa transcription en droit français, la loi sur l'eau de 1992. Les questionnements portaient plus particulièrement sur les rejets de temps de pluie issus des réseaux d'assainissement unitaires: flux, nature, traitement, impact (Chebbo et al. 1995). Cet intérêt pour les déversements d'eaux unitaires était notamment motivé par les problèmes récurrents de chocs polluants dans les cours d'eau traversant les grandes agglomérations comme Paris (Mouchel et al. 1994) ou Bruxelles (Verbanck 1994) après des événements orageux. Le CERGRENE, que j'ai rejoint à l'automne 1994, était un des centres de recherche de référence en France sur ces thématiques, suite notamment au programme de recherche "Transfert des solides en réseau d'assainissement" piloté entre 1987 et 1992 par A. Bachoc (Bachoc 1992; Chebbo 1992) ainsi qu'au travail de construction et d'exploitation de la base de données QASTOR (Saget 1994). Ces travaux concluaient à une aggravation de la pollution des RUTP en réseau d'assainissement unitaire par rapport au réseau strictement pluvial mais également, dans certains cas, par rapport aux eaux usées brutes. Ils ont été à la source du programme de recherche " Génération et Transport de la Pollution des Rejets Urbains de Temps de Pluie en Réseau d'Assainissement Unitaire" dans lequel s'inscrivait ma thèse de doctorat.

La période 1994 - 1998 m'a permis, au delà des questionnements purement scientifiques liés à ma thèse, de participer à l'émergence de l'idée d'un Observatoire des Polluants Urbains en Ile de France (Chebbo et al. 1998). Au cours de la période 1999 - 2002, alors que j'étais chercheur contractuelle au CEREVE (laboratoire issu de la fusion du CERGRENE et du LABAM) j'ai été amenée à participer activement à la construction et la structuration de cet observatoire OPUR (Chebbo et Gromaire 2003). OPUR est resté le cadre de l'ensemble de mes activités de recherche depuis mon entrée, en 2003, dans le corps des chercheurs du ministère du développement durable. Il a été l'objet d'un investissement personnel important tant par le développement de certaines des thématiques de recherche que par ma participation à la coordination de l'observatoire dans sa globalité.

L'observatoire OPUR, initié et coordonné au CEREVE par Ghassan CHEBBO, vise à faire progresser les connaissances concernant la production, le transfert et la gestion des polluants dans les eaux urbaines, depuis leur source jusqu'au rejet dans le milieu naturel. Il constitue à l'heure actuelle le cadre structurant des recherches sur la qualité des eaux urbaines au LEESU (laboratoire issu d'une restructuration du CEREVE en 2009) ainsi qu'un programme de recherche fédérateur en Ile de France, où il s'appuie sur une collaboration étroite entre les chercheurs et les différents acteurs de l'assainissement. Membre fondateur du réseau d'observatoires en hydrologie urbaine URBIS, qui a été labellisé en 2010 par l'Allenvi en tant que SOERE (système d'observation et d'expérimentation au long terme pour la recherche en environnement) "environnement urbaine", OPUR joue également un rôle de premier plan au niveau national.

OPUR s'est développé depuis 1994 en phases de recherche successives d'une durée de 5 à 6 ans chacune, et d'ampleurs croissantes. Après une dizaine d'années de recherches consacrées exclusivement à la question des caractéristiques, des sources et du traitement des effluents unitaires de temps de pluie, OPUR a pris une nouvelle envergure à partir de 2005 tant par les problématiques scientifiques abordées que par le renforcement de l'équipe de recherche et la construction de nouveaux partenariats.

Suite à la directive cadre européenne sur l'eau de 2001 (DCE/2000/60), puis sa transcription en droit français en 2005 et la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques en 2006, les sujets de préoccupation ont évolué au début des années 2000 vers la question des émissions de micropolluants organiques ou minéraux, avec un intérêt particulier pour les polluants prioritaires listés dans l'annexe X de la DCE. La question de la contribution des eaux urbaines aux flux de ces micropolluants se pose. En France, d'importants programmes de recherche ont été engagés pour caractériser les émissions de micropolluants prioritaires dans les eaux industrielles (action de recherche nationale RSDE auprès des installations classées), mais aussi dans les eaux usées urbaines (ANR AMPERES). L'état des connaissances sur la contamination en micropolluants prioritaires des eaux pluviales urbaines est extrêmement limité lorsque démarre en 2005 la 3eme phase du programme OPUR. C'est donc tout naturellement que cette préoccupation devient un élément central dans la structuration du programme de recherche. Des questionnements similaires se développent en parallèle dans les deux autres observatoires français en hydrologie urbaine, notamment au niveau de l'OTHU avec le projet ESPRIT (Becouze-Lareure 2010; Dembele 2010).

Cette évolution des problématiques de recherche OPUR3, avec un recentrage sur les micropolluants organiques, est par ailleurs rendue possible par l'évolution du potentiel analytique du LEESU, suite à l'acquisition de nouveaux équipements de mesure mais également le renforcement des compétences en chimie analytique par le recrutement de personnel scientifique et technique. Le succès de cette nouvelle phase d'OPUR tient donc à une collaboration active entre hydrologues urbains et chimistes.

Au cours de cette 3ème phase d'OPUR, j'ai choisi de recentrer mes recherches sur la question des sources de micropolluants dans les eaux de ruissellement et de la gestion à l'amont de ces flux. La directive européenne cadre sur l'eau met en effet l'accent sur la réduction à la source des émissions de micropolluants. Si les sources atmosphériques et automobiles ont fait l'objet de nombreux travaux, centrés en général sur les contaminants classiques métaux et hydrocarbures, l'étude des émissions par les matériaux urbains reste peu avancée. Certains travaux que j'ai coordonnés au cours d'OPUR3 ont permis de compléter les connaissances sur les émissions par les matériaux et pratiques d'entretien des toitures. Le champs d'investigation reste cependant vaste et nécessite la construction de nouvelles collaborations dans les prochaines phases d'OPUR.

Par ailleurs, les stratégies de maîtrise à la source du ruissellement urbain sont largement promues dans les nouveaux aménagements, mais elles se cantonnent encore essentiellement à la maîtrise hydraulique, dans un objectif de limitation des risques de surcharge des réseaux d'assainissement. Ces dispositifs de rétention à la parcelle peuvent également constituer un atout pour la maîtrise des flux polluants, comme cela a été mis en évidence dans le cadre du projet européen SCOREPP (Revitt et al. 2008; Scholes et al. 2008). Les travaux que j'ai encadrés dans le cadre d'OPUR3 ont permis d'identifier l'incidence sur les flux polluants de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales classiquement utilisées en France. Elles montrent l'intérêt de ces techniques mais également les limites liées aux modes de conception et de dimensionnement actuels, ouvrant les perspectives d'un nouveau champ de recherche dont la construction sera amorcée au cours de la phase 4 d'OPUR.

Ce document synthétise mes activités de recherche entre 1994 et 2012. Il est structuré autour de trois pôles thématiques, qui coïncident également à l'évolution temporelle de mes champs de recherche:

- Contribution à l'étude de la génération et du transport de la pollution des effluents unitaires de temps de pluie (1994 - 2005): cette thématique a fait l'objet de ma thèse de doctorat puis de ma contribution au programme de recherche OPUR2.

- Contribution à l'élaboration et à l'évaluation d'outils de gestion de la pollution des effluents unitaires de temps de pluie (2001- 2008): ces travaux de recherche menés au cours d'OPUR2 et en début d'OPUR3 ont porté sur différentes questions mais nous développerons ici plus particulièrement le travail métrologique concernant la mesure de la vitesse de sédimentation des polluants particulaires dans les eaux pluviales.

- Contribution à l'étude des flux et sources de contaminants dans les eaux de ruissellement urbaines et les eaux pluviales séparatives (2005 - 2012): cette partie synthétise les actions de recherche que j'ai engagées au cours d'OPUR3, dont certaines sont encore en cours.

Les perspectives de recherche présentées dans la dernière partie du document sont dans la continuité de cette dernière thématique. Elles entrent pour une grande partie dans la construction de la phase 4 d'OPUR qui démarrera fin 2012 et constituera le cadre de mes recherches pour les 5 à 6 prochaines années.

II. Contribution à l'étude de la génération et du transport de la pollution des effluents unitaires de temps de pluie

II.1. Le bassin versant expérimental du Marais (1994 – 1998; OPUR1)

II.1.1. Contexte et objectifs du projet

Les recherches menées jusqu'en 1994 en France (Bachoc 1992; Chebbo 1992; Bachoc et al. 1994) tout comme à l'étranger (Krejci et al. 1987; Ashley et Crabtree 1992) aboutissaient au constat d'une aggravation de la contamination des eaux pluviales, en matières en suspension et matières oxydables du moins, dans le cas des réseaux unitaires par rapport aux réseaux séparatifs. Cette aggravation ne pouvait s'expliquer uniquement par l'apport des eaux usées de temps sec et les soupçons s'orientaient vers la remise en suspension des dépôts constitués dans le réseau (Crabtree 1989; Ristenpart et al. 1995; Verbanck 1995) ou encore une différence de qualité des eaux de ruissellement entre les zones périurbaines où se situent généralement les réseaux séparatifs et les centres villes drainés par des réseaux unitaires (Chebbo 1992).

Mon travail de thèse a porté sur l'origine et les caractéristiques de la pollution des eaux urbaines de temps de pluie dans le cas d'un réseau d'assainissement unitaire. Il a visé à mettre en place, au niveau d'un petit bassin versant urbain situé en centre ville et drainé par un réseau d'assainissement unitaire, un dispositif expérimental permettant le suivi de la qualité des eaux urbaines aux différents niveaux du cycle de l'eau dans la ville. Cette recherche a permis :

- la caractérisation fine de la pollution des différents types d'eaux produites par le bassin versant (eaux usées de temps sec, eaux de ruissellement, eaux pluviales unitaires),
- l'évaluation de la contribution respective des trois sources de pollution (eaux usées, eaux de ruissellement et remise en suspension des dépôts en réseau) à la pollution des eaux pluviales en réseau unitaire
- l'étude de l'évolution de la qualité des effluents au cours de leur transfert en réseau et l'évaluation des caractéristiques des particules érodées dans le réseau par temps de pluie.

Les paramètres de pollution étudiés étaient les MES, MVS, DCO, DBO5, métaux (Cd, Cu, Pb, Zn) et hydrocarbures, ainsi que les vitesses de sédimentation des particules.

Cette thèse a été réalisée dans le cadre du programme de recherche « Génération et Transport de la Pollution des Rejets Urbains de Temps de Pluie en Réseau d'Assainissement Unitaire », dirigé au CEREVE par M. Ghassan Chebbo et financé par le Comité Inter Agences de l'Eau, la Ville de Paris, le Conseil Régional d'Ile de France, le CST-BVRE, le LCPC et l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. Les parties concernant les métaux et les hydrocarbures ont été traitées en commun respectivement avec S. Garnaud et A. Gonzalez (Garnaud 1999; Gonzalez 2001). La direction de la thèse a été assurée par le professeur Michel Desbordes.

II.1.2. Le dispositif expérimental

Situé au centre de Paris, sur une partie des 3ème et 4ème arrondissements, le Marais (Figure 1) est caractéristique d'un centre ville ancien. Il s'agit d'un quartier résidentiel avec de nombreux petits commerces et des activités du secteur tertiaire mais peu d'activités

industrielles. L'habitat est dense, avec une population de 295 habitants par hectare et le taux d'imperméabilisation des surfaces est très élevé (environ 90%).

Ce bassin versant d'une surface de 42 ha est muni un réseau d'assainissement unitaire, ramifié et entièrement visitable, équipé d'avaloirs non sélectifs pour le drainage des chaussées. Il comprend trois collecteurs à banquettes, d'une longueur totale de 1,8 km, drainant une cinquantaine d'égouts élémentaires, d'une longueur totale de 5,8 km. La pente moyenne des égouts est de 0,8% alors que celle des collecteurs est inférieure à 0,1%. Le bassin versant est bien délimité et isolé des bassins alentour.

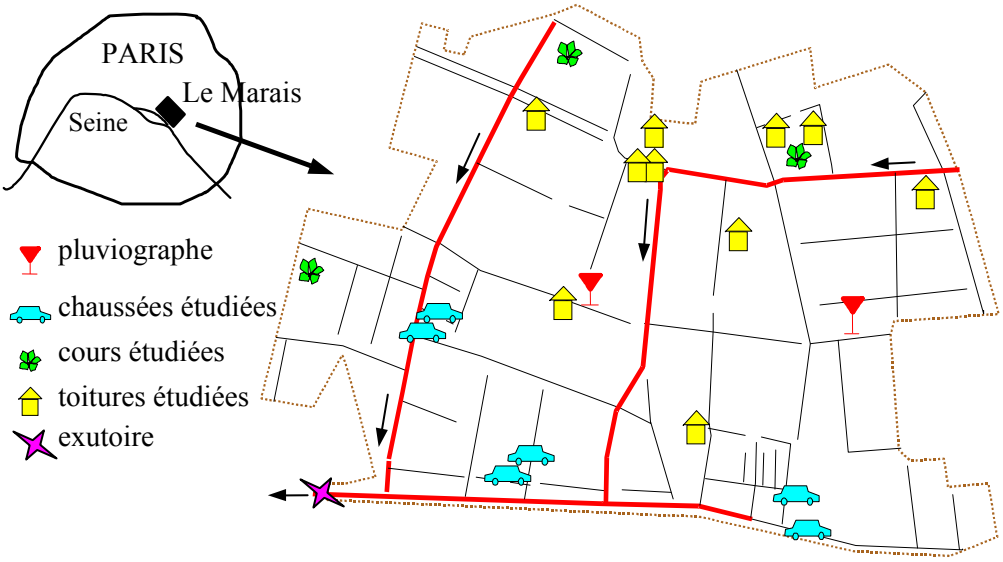


Figure 1: plan du bassin versant et localisation des points de mesure

Les équipements de mesure mis en place (Tableau 1) ont permis le suivi de la qualité des eaux pluviales depuis le ruissellement jusqu'à l'exutoire du réseau d'assainissement. L'originalité du travail effectué réside en particulier dans l'étude des différents types d'eaux urbaines, en 21 points de mesures différents (11 toitures, 3 cours, 6 chaussées, 1 exutoire de réseau unitaire), avec des procédures expérimentales homogènes.

Tableau 1: synthèse du dispositif expérimental

Type d'eau	Nombre de sites	Mesures effectuées	Paramètres étudiés	Equipement
Pluviométrie	2	Hyétogramme de pluie	∅	Pluviomètre à auget
Ruissellement des toitures	4 + 7	Concentration moyenne	MES, MVS, DCO, DBO5, Cd, Cu, Pb, Zn, hydrocarbures	Fût de collecte
Ruissellement des cours	3			Echantillonneur automatique asservi au temps + détecteur de pluie
Ruissellement des chaussées	6	Débit Concentration moyenne Pollutogrammes	MES, MVS, DCO, DBO5, Cd, Cu, Pb, Zn, hydrocarbures, Vitesses de chute	Débitmètre (chaussées : augets basculants ou déversoir, exutoire : Ultraflux) + 2 échantillonneurs automatiques asservis au débit (monoflacon et multiflacon)
Unitaire temps de pluie	1			
Unitaire temps sec				
Lavage voirie	3	Débit Concentration moyenne		

Des précautions importantes ont été prises pour assurer la fiabilité des mesures. La première année de recherche a été consacrée à une description méthodique du site expérimental, tant en surface qu'en réseau, accompagnée d'une réflexion sur le choix des points de mesure, le choix des équipements et de leurs conditions d'installation, ainsi qu'à la mise au point des protocoles d'analyse. Une attention particulière a par la suite été portée à l'évaluation de la qualité des mesures effectuées et l'estimation des incertitudes qui leurs sont attachées. Cette phase préliminaire, trop souvent négligée lors de la mise en place de campagnes expérimentales, constituait une étape indispensable pour assurer la validité des mesures de pluie, de débit et de qualité, permettre leur extrapolation et leur interprétation.

La campagne de mesure a porté sur 67 événements pluvieux, pour lesquels les concentrations en MES, MVS, DCO et DBO5 ont été déterminées sur tout ou partie des sites. Une vingtaine d'événement ont été étudiés pour les métaux et une douzaine pour les d'hydrocarbures[1]. Les concentrations ont été mesurées pour l'échantillon total, pour la phase dissoute et pour la phase particulaire. De plus, la répartition de la pollution au cours de l'événement pluvial et la distribution des particules par classes de vitesses de chute ont été étudiés pour une trentaine d'événement pluvieux à l'exutoire, et pour une partie de ces événements pour les eaux de ruissellement de chaussée.

II.1.3. Principaux résultats

Caractéristiques des eaux de ruissellement : des éléments nouveaux

Les résultats obtenus concernant les eaux de ruissellement ont confirmé la pollution relativement importante des eaux de ruissellement de voirie et, dans une moindre mesure, des eaux de ruissellement des cours intérieures. Ils ont montré par ailleurs que si les eaux de ruissellement de toiture sont assez peu chargées en particules et en matière organique, elles constituent en revanche une source considérable d'hydrocarbures et surtout de métaux via la corrosion des parties métalliques des toits (Figure 2). Dans le cas du bassin versant du Marais, les eaux de ruissellement de toiture qui représentent en moyenne 63% du volume ruisselé, génèrent en moyenne moins de 30% de la masse de MES, MVS, DCO et DBO5 des eaux de ruissellement mais plus de 85% du cadmium, du plomb et du zinc, et 66% du cuivre. L'usage de zinc, de plomb ou de cuivre pour la couverture des toitures est apparu comme hautement préjudiciable pour la qualité des eaux de ruissellement.

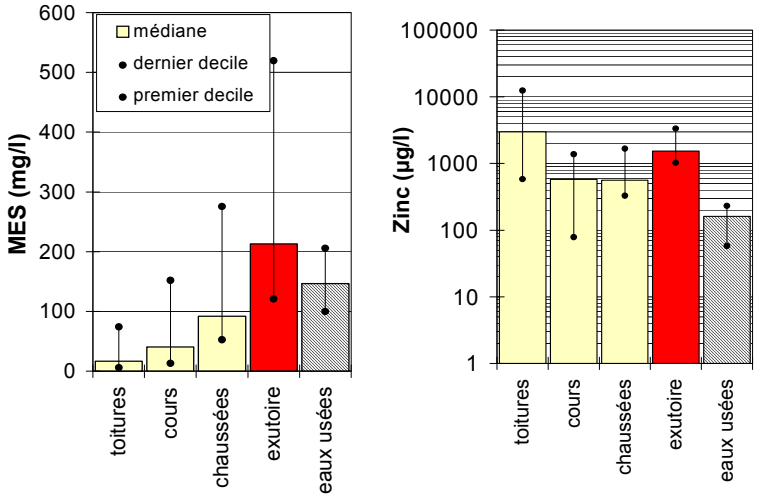


Figure 2: ordre de grandeur des concentrations en MES et en zinc dans les différents types d'eaux urbaines (eaux de ruissellement des toitures, des cours et des chaussées, effluents de temps de pluie à l'exutoire du réseau unitaire, et eaux usées de temps sec)

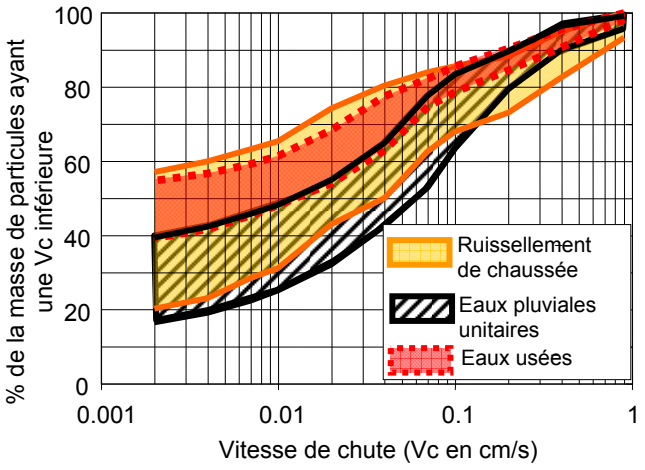
[1] Les analyses de métaux et d'hydrocarbures ont été réalisées respectivement par S. Garnaud et A. Gonzalez

La caractérisation des eaux de ruissellement a fait apparaître une proportion relativement importante de pollution sous forme dissoute et des vitesses de sédimentation des particules en suspension assez faibles (vitesse de chute médiane comprise entre 0.003 et 0.52 cm/s pour 80% des événements étudiés). Par ailleurs, pour les eaux de ruissellement provenant de petites surfaces de chaussées de 100 à 1700 m2, et bien que les concentrations mesurées soient souvent maximales en début d'événement pluvieux, on constate l'absence de phénomène de « premier flot » au sens où la majeure partie de la masse polluante serait véhiculée dans la première partie du volume écoulé (Figure 4).

Caractéristiques des eaux unitaires de temps de pluie : confirmation ou atténuation de résultats antérieurs

Les conclusions concernant les effluents de temps de pluie à l'exutoire du réseau unitaire ont confirmé globalement les résultats des études antérieures, en termes d'importance et de nature de la pollution :

- les particules en suspension sont le principal vecteur de pollution des eaux pluviales unitaires. A l'exutoire du Marais, 60 à 95% de la matière organique, 65 à 99% du zinc et des hydrocarbures, 90 à 99% du cadmium, du cuivre et du plomb véhiculés par temps de pluie sont liés aux particules;
- ces particules sédimentent avec des vitesses de chute supérieures à celles mesurées pour le ruissellement et nettement supérieure à celles des eaux usées de temps sec (Figure 3);



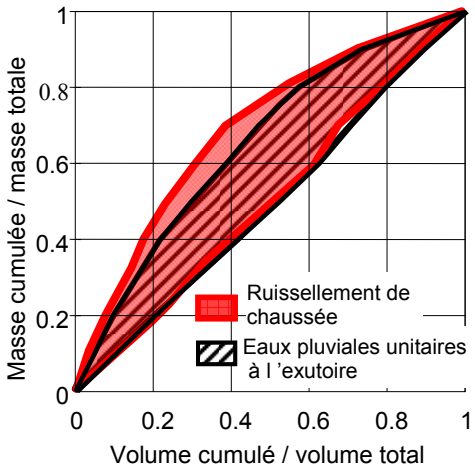


Figure 3: distributions des vitesses de chute des particules dans les eaux usées de temps sec, les eaux de ruissellement de chaussée et les effluents de temps de pluie à l'exutoire du réseau (fuseaux correspondant à 80% des événements pluvieux)

Figure 4: fraction de la masse de MES totale véhiculée depuis le début de l'événement pluvieux en fonction de la fraction du volume total écoulé depuis le début de l'événement pluvieux (fuseaux correspondant à 80% des événements pluvieux étudiés)

Ces caractéristiques permettent d'envisager un traitement par décantation des rejets unitaires de temps de pluie. Nos résultats montrent cependant qu'il convient de tempérer le postulat de bonne décantabilité des RUTP. Les vitesses de sédimentation mesurées à l'exutoire du Marais dénotent en effet d'une grande variabilité d'une pluie à une autre et sont inférieures aux valeurs citées jusqu'à présent dans la bibliographie, la différence pouvant être due aux différences de protocoles d'analyse ou au site de mesure. Une fraction non négligeable de la masse de MES décante avec difficulté : à l'exutoire du marais, et pour 80% des événements étudiés, 17 et 39% de la masse de MES sédimente avec une vitesse inférieure à 0.002 cm/s. Il

convient donc d'être extrêmement prudent lors de l'extrapolation des données de vitesses de sédimentation d'un site à un autre.

L'étude de la répartition de la pollution au cours de l'événement pluvial confirme par ailleurs l'absence de phénomène de premier flot systématique qui justifierait de ne traiter que la première fraction du volume écoulé, y compris dans le cas d'un bassin versant unitaire de petite taille tel que celui du Marais, situé très en amont du réseau et muni d'un réseau d'assainissement relativement encrassé. Les premiers 30% du volume d'un événement pluvieux véhiculent entre 20 et 60% de la masse de MES. Pour intercepter 80% de la masse de MES, il faudrait intercepter entre 54 et 83% du volume d'effluent (Figure 4).

Le réseau unitaire : un réacteur physico-chimique au rôle fondamental

Ce travail a mis en évidence le rôle fondamental joué par le réseau d'assainissement unitaire dans la pollution des effluents unitaires. Il démontre que le réseau n'est pas seulement un système de transport des effluents mais qu'il constitue un réacteur physique, chimique et sans doute biologique qui conditionne la qualité des effluents de temps sec et de temps de pluie.

Par temps sec, nous avons pu mettre en évidence une modification de la qualité des effluents au cours de la journée, qui s'explique en partie du moins par des phénomènes d'érosion et de sédimentation dans le réseau d'assainissement.

Par temps de pluie, nous avons observé une évolution de la qualité entre les eaux de ruissellement à l'entrée du réseau et les eaux pluviales à l'exutoire. On note en particulier :
- une augmentation de la proportion de polluants qui sont sous forme particulaire,
- une augmentation des concentrations en MES, MVS, DCO et DBO5 (Figure 2),
- une augmentation des vitesses de sédimentation,
- une augmentation de la teneur en matière organique des particules.

Le calcul du bilan des masses entrant et sortant du réseau d'assainissement du Marais au cours d'une pluie suggère que l'érosion des stocks de pollution constitués dans le réseau constitue la principale source de matières en suspension et de matière organique par temps de pluie. Dans le cas du Marais, entre 40 et 70% de la pollution totale de MES, MVS, DCO et DBO5 générée au cours de l'événement pluvieux proviendrait du réseau, tandis que les eaux de ruissellement produisent moins de 30% de la masse polluante (Figure 5). D'après nos évaluations, les particules érodées dans le réseau sont fortement organiques, biodégradables, assez peu chargées en métaux et relativement décantables. Elles s'accumulent par temps sec dans le réseau et sont mobilisées progressivement au cours de l'événement pluvieux, proportionnellement à l'énergie de l'écoulement. A l'exception des vitesses de chute, leurs caractéristiques sont proches des particules en suspension dans les eaux de temps sec. Elles paraissent en revanche assez différentes de celles des particules constituant le corps des dépôts présents dans les collecteurs.

Le calcul du bilan des masses entrant et sortant du réseau d'assainissement au cours d'une pluie conduit dans le cas du cuivre à des résultats similaires à ceux obtenus pour les MES, si ce n'est que la contribution du ruissellement de toiture est plus élevée. Les résultats sont en revanche sensiblement différents pour les trois métaux cadmium, plomb, zinc, pour lesquels la principale source de pollution, dans le cas du Marais, sont les eaux de ruissellement de toiture, par corrosion des toitures et éléments de toiture métalliques. Nos bilans de masse mettent en évidence une perte de cadmium, de plomb et de zinc au cours du transport en réseau, par stockage dans le réseau. Le bilan des masses de métaux dissous et des masses de métaux particulaire entrant et sortant du réseau montre une perte massive de métaux dissous et une augmentation des masses de cadmium, cuivre et zinc particulaire. Il semble qu'il y une modification de la forme chimique des métaux au cours du transport en réseau, avec une

fixation des métaux dissous sur les particules en suspension et sur les dépôts du réseau. Ces phénomènes sont illustrés dans le cas du zinc en Figure 6.

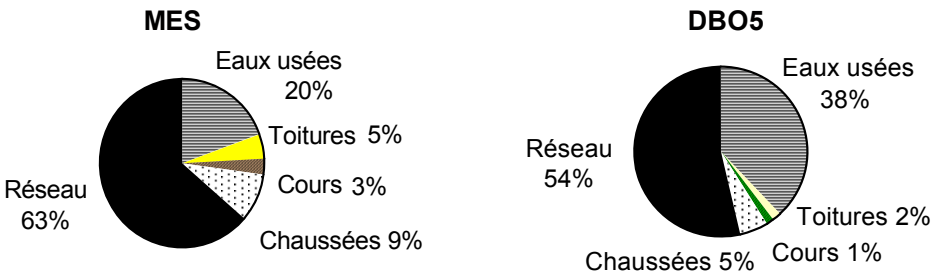


Figure 5: contribution des différentes sources à la masse totale de MES et de DBO5 transitée à l'exutoire du bassin au cours d'une pluie (moyenne sur 31 pluies)

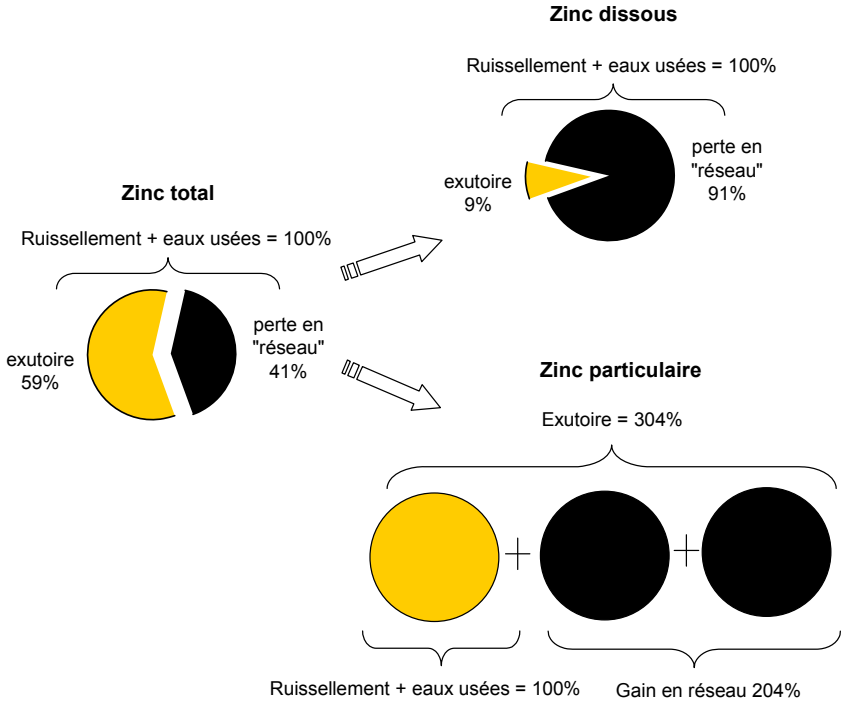


Figure 6: illustration des pertes de zinc total et dissous et gain de zinc particulaire durant le transfert en réseau, au cours d'un événement pluvieux (valeurs moyennes sur 11 pluies)

Article de référence:
GROMAIRE M.C., GARNAUD S., SAAD M. & CHEBBO G. (2001). "Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers." *Water Research*, 35(2), 521-533.

II.2. Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires (2001 – 2005; OPUR2)

II.2.1. Contexte et objectifs du projet

Les travaux menés entre 1995 et 2000 sur le bassin versant expérimental du Marais ont confirmé que le réseau d'assainissement n'était pas seulement un système de transport mais aussi un réacteur physico-chimique qui conditionnait par ses caractéristiques la qualité des eaux en milieu urbain. Les résultats obtenus indiquaient une évolution des caractéristiques des eaux pluviales entre l'entrée et la sortie du réseau d'assainissement (augmentation des concentrations en MES et en matières oxydables, diminution des concentrations des métaux lourds, augmentation de la proportion de polluants liés aux particules) ; et une forte contribution des dépôts se formant dans le réseau par temps sec aux flux de MES, DCO, DBO5 dans les effluents unitaires de temps de pluie. Cependant, ces résultats obtenus sur un petit bassin versant, de très faible pente et drainé par un réseau unitaire largement surdimensionné soulevaient la question de leur transposabilité à d'autres sites et demandaient à être confirmés pour des échelles spatiales plus grandes.

Entre 2001 et 2006, la phase 2 du programme OPUR (coordinateur G. Chebbo, coordinatrice adjointe M.C. Gromaire, financement Ville de Paris, AESN et SIAAP), a porté sur l'évolution des caractéristiques et des origines de la pollution des effluents de temps de pluie en fonction de la taille du bassin versant et de la durée de transfert en réseau d'assainissement. Il s'agissait en particulier de voir si les évolutions importantes observées à l'échelle du Marais entre l'entrée et la sortie du réseau se poursuivaient au cours du transport dans les ouvrages d'assainissement, ou si une stabilisation apparaissait à partir d'une certaine échelle spatiale, la ville et son réseau d'assainissement jouant alors le rôle d'un filtre lissant la complexité des phénomènes en jeu.

Mon implication dans ce programme de recherche a été très forte, tant dans sa définition que dans sa réalisation. Elle a porté notamment sur la définition du dispositif expérimental (choix des bassins versants expérimentaux, le choix des points de mesure, choix et installation des équipements, construction d'un SIG permettant une description fine de l'occupation des sols du site atelier et du réseau d'assainissement le drainant), la mise en place d'une démarche d'assurance qualité (procédures de maintenance des équipements, la réalisation de tests permettant d'assurer la représentativité des mesures), la gestion des campagnes d'échantillonnage ainsi que l'analyse et l'interprétation des résultats. L'analyse de la variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien, pour les paramètres globaux (MES, MVS, DCO, DBO5, NTK) et les métaux (Cd, Cu, Pb, Zn) a donné lieu à la thèse de doctorat de (Kafi-Benyahia 2006), que j'ai co-encadrée avec G. Chebbo. En parallèle, la thèse de J. Gasperi (encadrement R. Moilleron et G. Chebbo) a étudié la variabilité spatiale des hydrocarbures aliphatiques et des HAP.

II.2.2. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental d'OPUR2 reposait sur un réseau de six bassins versants expérimentaux emboités, situés à Paris rive droite, le long de l'axe du collecteur de Clichy (Figure 7). Les bassins étudiés couvraient des échelles spatiales de 40 à 2300 ha, des longueurs de trajet en réseau de 1 à 13 km et des populations de 12 000 à 620 000 habitants. Les occupations du sol sont relativement comparables entre les 6 bassins versants (Tableau 2).

La ventilation des différentes surfaces urbaines est indiquée pour chaque bassin versant dans le Tableau 1. Les bassins versants étudiés correspondent à des centres urbains denses, avec des densités de population variant de 200 hab.ha^{-1} à 308 hab.ha^{-1}. Le réseau est unitaire et visitable.

Des équipements expérimentaux ont été mis en place ont permis de quantifier et de caractériser les flux hydrauliques et les flux de polluants à l'exutoire des bassins étudiés. Ils s'appuyaient sur le réseau de mesure pluviométrique et hydraulique de la Ville de Paris, lequel a du être complété pour assurer la couverture spatiale recherchée et permettre le suivi de la qualité des effluents.

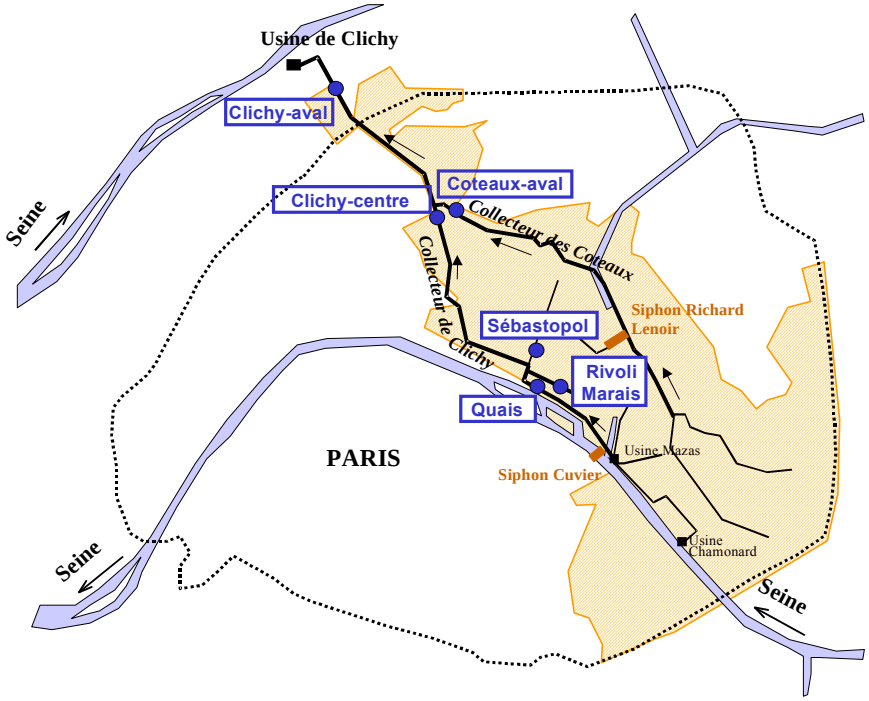


Figure 7 : Localisation des bassins versants expérimentaux de l'OPUR

Tableau 2 : Caractéristiques des bassins versants

Bassin versant	Surface totale (ha)	Ventilation des surfaces (en %)			Coeff. de ruisselle ment	Surface active (ha)	Longueur hydraulique (km)
		Toiture	Voirie	Autre			
Marais	42	56	24	20	0.71	30	1
Sébastopol	112	58	29	13	0.73	82	2.5
Quais	402	34	28	38	0.64	257	5
Clichy centre	942	45	28	27	0.68	641	9
Coteaux aval	1315	41	28	31	0.67	881	9
Clichy aval	2581	41	28	31	0.67	1729	12.5

II.2.3. Principaux résultats

Variabilité spatiale des eaux urbaines

Concentrations

Le Tableau 3 synthétise les concentrations moyennes par événements pluvieux mesurées à l'aval des 6 bassins versants d'OPUR2 et les compare aux concentrations des effluents de temps sec et à celles des eaux de ruissellement mesurées sur le bassin versant du marais entre 1196 et 1997. Quel que soit le paramètre considéré, une importante évolution des concentrations a été observée entre les eaux de ruissellement pénétrant dans le réseau et les effluents unitaires de temps de pluie mesurés aux exutoires des différents bassins versants. En revanche la comparaison des effluents unitaires de temps de pluie collectés à l'exutoire de différents bassins versants de tailles croissantes n'a pas fait pas apparaître d'évolution notable. Bien que les événements pluvieux échantillonnés diffèrent entre les bassins versants étudiés, les intervalles de distribution (d10 et d90) et les valeurs médianes témoignent d'une relative homogénéité des concentrations sur l'ensemble de la zone OPUR (tableau 5). Pour des événements pluvieux communs, l'analyse statistique confirme cette homogénéité spatiale des concentrations pour la majorité des paramètres polluants étudiés entre l'amont et l'aval d'un grand bassin versant (test de Wilcoxon, $\alpha = 0{,}05$). Cette observation semble indiquer que les concentrations des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement fluctuent relativement peu à partir d'une certaine échelle spatiale.

Tableau 3 : distribution (d10-d90, [d50]) des concentrations en polluants des effluents unitaires de temps de pluie, à l'échelle de l'événement pluvieux

Concentrations (mg/l)	MES	DCO	DBO_5	NTK	Cut	Znt
Marais	196-462, [303]	294-739, [496]	108-290, [241]	13-30, [23]	69-273, [145]	942-2008, [1287]
Sébastopol	263-409, [322]	386-594, [480]	151-231, [177]	22-32, [28]	168-273, [210]	901-1961, [1345]
Quais	186-356, [265]	292-514, [336]	120-216, [125]	18-32, [24]	90-216, [100]	811-1516, [1020]
Clichy centre	187-320, [250]	307-482, [408]	119-207, [151]	15-35, [28]	80-156, [120]	867-1350, [1040]
Coteaux	277-401, [381]	409-682, [569]	140-209, [190]	20-36, [30]	123-225, [175]	1246-2040, [1540]
Clichy aval	203-297, [259]	286-487, [386]	102-201, [140]	14-31, [25]	92-192, [130]	926-1898, [1160]
Eaux usées de temps sec	158-240, [196]	319-477, [370]	131-218, [183]	29-40, [35]	65-128, [83]	132-396, [171]
Eaux de ruissellement	30-75, [36]	43-113, [56]	8-25, [11]	-	37-131, [56]	2257-8877, [3199]

1er décile-9ème décile, [médianes] sur l'ensemble de la campagne de mesure

Trois groupes de paramètres ont été identifiés. Le premier groupe concerne les matières en suspension, la matière oxydable et le cuivre dont les concentrations dans les eaux unitaires sont supérieures ou égales à celles des eaux usées et nettement supérieures à celles des eaux de ruissellement. Le second groupe concerne l'azote dont les concentrations dans les effluents de temps de pluie sont toujours inférieures à celles des eaux usées, traduisant une dilution des eaux usées. En effet, les eaux usées sont la principale source d'azote par temps de pluie, les concentrations en NTK des eaux de ruissellement étant très faibles (les valeurs citées dans la littérature pour les eaux de ruissellement urbaines sont en général inférieures à 4 mg/l). Le troisième groupe comprend le cadmium, le plomb et le zinc, avec de très fortes concentrations dans les eaux de ruissellement en comparaison à celles des eaux usées de temps sec et des eaux unitaires de temps de pluie.

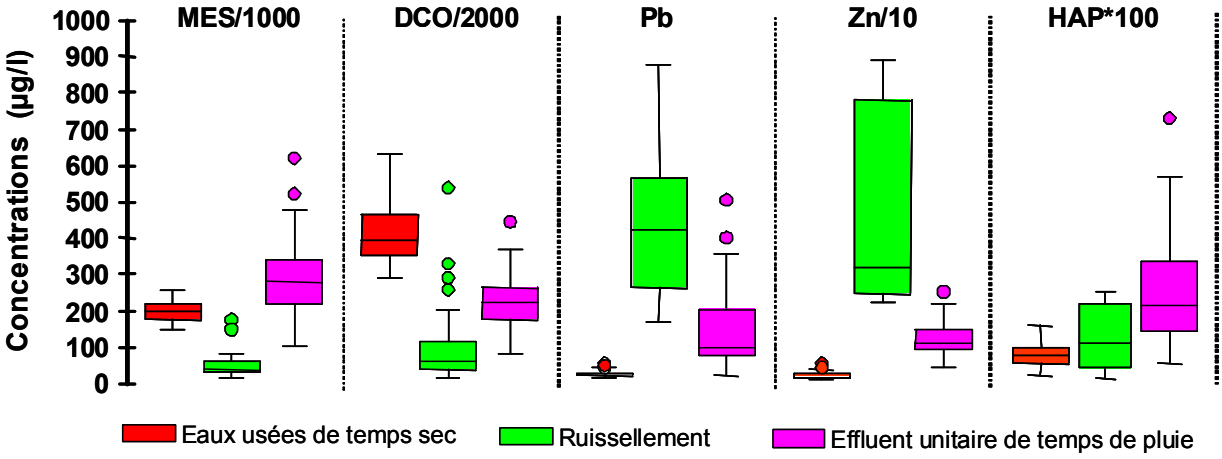


Figure 8: ordres de grandeurs des concentrations mesurées dans les eaux usées de temps sec, le ruissellement et les effluents unitaires de temps de pluie

Répartition dissous – particulaire

Les répartitions dissous – particulaires des polluants véhiculés par temps de pluie dans le réseau d'assainissement, ainsi que la nature des particules, s'avèrent comparables entre les 6 bassins versants étudiés, quel que soit le polluant considéré (test de Wilcoxon, $\alpha = 0{,}05$). Ce résultat démontre globalement que la répartition dissous – particulaire n'évolue pas significativement à partir d'une certaine durée de transfert en réseau.

La figure 5 illustre les proportions particulaires (en %) des différents polluants étudiés à l'échelle de la zone OPUR. A l'exception du NTK dont la proportion particulaire n'excède pas 45%, les particules s'avèrent le principal vecteur des polluants dans les effluents de temps de pluie. La proportion médiane de DCO, DBO_5 et COT liée aux particules avoisine 80%. Pour les éléments métalliques et les hydrocarbures, le Cu, le Pb et les HAP sont très majoritairement transportés sous forme particulaire (de l'ordre de 95%). En revanche, les fractions particulaires médianes du Cd, du Zn et des HA s'avèrent moins importantes, mais oscillent cependant entre 70 et 85%. Les effluents de temps de pluie présentent systématiquement des fractions particulaires supérieures à celles des eaux usées de temps sec (figure 5). Cette caractéristique peut découler d'une part de l'érosion des dépôts au sein du réseau (Gromaire-Mertz 1998), et d'autre part, des phénomènes d'adsorption des polluants dissous sur les solides (MES ou dépôts) durant le transfert dans le réseau (Garnaud 1999).

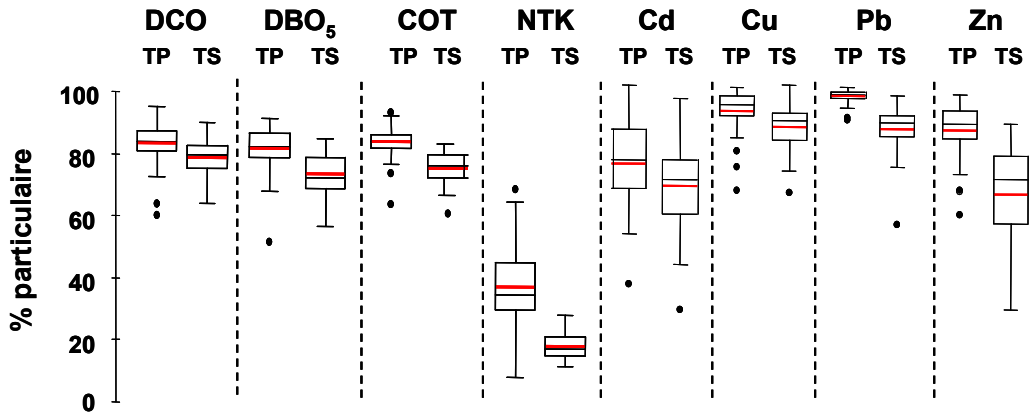


Figure 9 : Pourcentages particulaires des polluants
dans les effluents unitaires de temps de pluie (TP) et dans les eaux usées de temps sec (TS)

Les particules des effluents de temps de pluie sont généralement de nature organique (0.72 à 0.8 g/g pour les MVS) mais présentent des teneurs importantes en métaux lourds et en HAP comparativement aux eaux usées de temps sec.

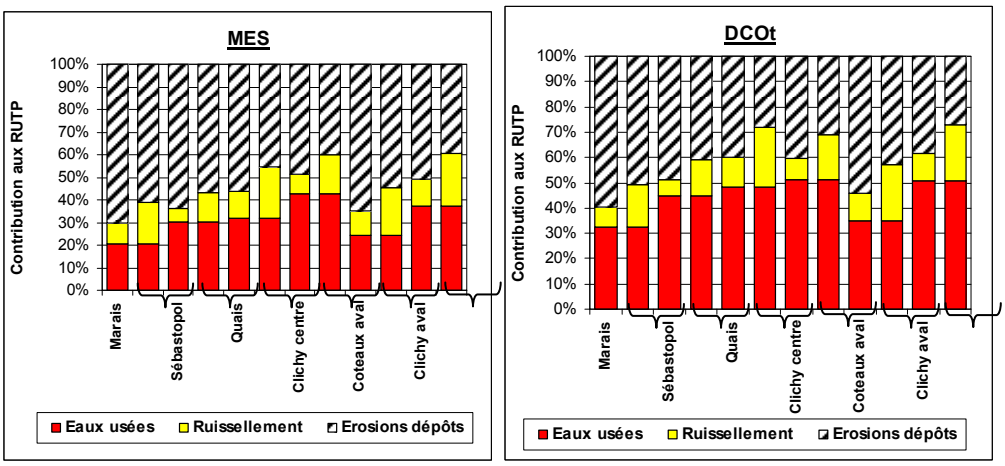
Dynamique de transfert des eaux pluviales dans le réseau unitaire

La dynamique de transfert des eaux pluviales dans le réseau d'assainissement unitaire a été analysée en se basant sur l'évolution au cours de l'événement pluvieux des mesures de conductivité et de turbidité. L'évolution au cours de l'événement pluvieux de la proportion d'eaux usées contenue dans l'effluent (V_{EU}/V_{tot}) établie par deux méthodes : soit à partir de la mesure de la conductivité et soit à partir des mesures des débits. Une bonne correspondance entre les résultats des deux méthodes a été observée dans la plupart des cas quel que soit la taille du bassin versant. Ainsi, les volumes d'eaux usées écoulés aux exutoires au cours des événements pluvieux ne paraissent pas significativement affectés par l'hydrodynamique de temps de pluie, quelle que soit la taille du bassin versant. On n'observe pas de phénomène marqué de « chasse » du stock d'eaux usées en début d'événement pluvieux. En revanche, la fin de l'événement pluvieux en termes hydrauliques (retour au niveau normal des débits de temps sec) ne correspond pas à la fin de l'événement pluvieux en termes de qualité des eaux. En effet, en fin d'événement pluvieux l'effluent contient toujours une proportion non négligeable (30 à 40%) d'eaux pluviales. Les effluents écoulés après la fin de l'événement pluvieux, et qui rejoignent la STEP sont donc susceptibles d'avoir une nature assez différente de celles des eaux usées.
Par ailleurs, la distribution des masses polluantes au cours de l'événement pluvieux a été analysée sur la base des pollutogrammes en turbidité, en traçant les courbes « masse-volume » (Bertrand-Krajewski et al. 1998). Les masses sont répartie de façon relativement uniforme sur l'ensemble du volume de l'évènement pluvieux, quelle que soit le bassin versant étudié. Ces résultats confirment pour les pluies étudiées l'absence d'un phénomène de premier flot qui justifierait de ne traiter que la première fraction du volume des eaux pluviales. L'interception d'une fraction importante de la masse polluante suppose d'intercepter également une fraction importante du volume de l'événement pluvieux. Sur les sites OPUR2, les premiers 80% de la masse polluante sont véhiculés par les premiers 65 à 85% du volume de l'événement pluvieux.

Variabilité spatiales de la contribution des différentes sources à la contamination des effluents unitaires de temps de pluie

Dans l'objectif d'évaluer la contribution de chacune des trois sources « eaux usées de temps sec, eaux de ruissellement et érosion des stocks de polluants existants dans le réseau » à la pollution de temps de pluie, une approche de bilan de masse entre l'entrée et la sortie de chaque bassin versant est utilisée. Les résultats montrent que la contribution des eaux usées a tendance à augmenter en fonction de l'échelle spatiale. Elle varie selon le site, et en moyenne sur l'ensemble des événements étudiés, entre 21-48% pour les matières en suspension et les matières volatiles en suspension et entre 25-61% pour les matières organiques (Figure 10). La contribution des eaux de ruissellement est généralement faible sur l'ensemble des sites de mesure, en comparaison avec les deux autres sources de pollution (eaux usées et dépôt du réseau). Les pourcentages de la contribution des eaux de ruissellement varient selon le site 6 et 12% pour les MES et la DCOt. Enfin, la contribution des sédiments érodés dans le réseau tend à diminuer légèrement vers l'aval du collecteur de Clichy, mais reste une source majeure de la pollution de temps de pluie sur tous les bassins versants de l'OPUR. Cette source contribue en moyenne sur l'ensemble des évènements étudiés pour 49-71% des matières en suspension et 38-60% de la demande chimique en oxygène.

Figure 10 : contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et de l'érosion de dépôts du réseau aux flux de MES et de DCO de temps de pluie



Trois groupes peuvent être distingués concernant la contribution des trois sources aux flux métalliques. Le 1er concerne le cuivre total (Figure 11) qui provient essentiellement des sédiments déposés dans le réseau d'assainissement (43 à 73%, en moyenne sur les évènements pluvieux sont apportés par le réseau). Le second comprend le plomb et le zinc totaux qui d'après les bilans de masse proviennent des eaux de ruissellement. Pour ces deux métaux, une perte apparaît au cours du transfert dans le réseau. Le 3^{ième} groupe concerne le cadmium total dont une grande partie (52 à 72%, en moyenne selon le site) provient des eaux de ruissellement, mais une fraction non négligeable peut être apportée par le réseau (18 à 41%).

Une perte importante des métaux lourds dissous est observée pendant leurs transferts dans le réseau. Cette dernière est imputable à un phénomène d'adsorption sur les MES et sur les stocks du réseau.

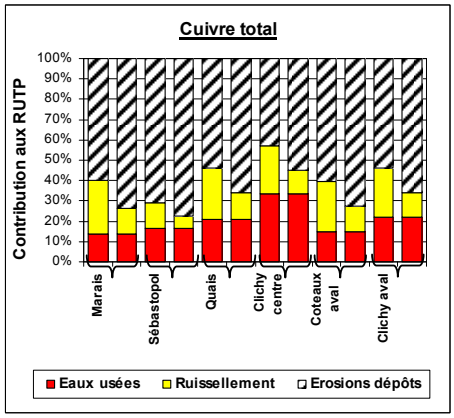


Figure 11 : contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et de l'érosion de dépôts du réseau

Article de référence :
GASPERI, J., GROMAIRE, M., KAFI, M., MOILLERON, R. & CHEBBO, G. (2010). Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Water Research*, 44, 5875-5886.

II.3. Nature, dynamique et localisation des dépôts organiques en réseau d'assainissement unitaire (2000 – 2006; OPUR2)

II.3.1. Contexte et objectifs du projet

Les travaux menés au cours des projets OPUR1 et OPUR2, sur la contribution respective du ruissellement, des eaux usées, et des échanges avec les dépôts en réseau aux flux polluants véhiculés dans les effluents unitaires de temps de pluie ont démontré le rôle majeur des dépôts constitués dans les réseaux. Les résultats de la thèse de (Ahyerre 1999) indiquaient par ailleurs que cette contribution n'était attribuable ni à l'érosion des dépôts grossiers minéraux qui constituent la majeur partie du stock, ni à celle des biofilms mais à une couche organique mince, se formant par temps sec. D'autres études menées en Europe attribuaient également cette contribution à l'érosion d'un stock de matière organique situé à l'interface entre les eaux usées et les dépôts du réseau, mais avec diverses descriptions quand à la nature et à la dynamique de cet interface eau-sédiment (Crabtree 1989; Ristenpart et al. 1995; Verbanck 1995; Arthur et al. 1996) sans doute imputables aux différences dans les méthodologies d'étude.

Les travaux d'identification, de caractérisation et de localisation de cette couche organique se sont poursuivis au cours de la phase 2 d'OPUR dans le cadre des thèses de Claire OMS (2003) (direction de thèse G. Chebbo, co-encadrement MC Gromaire) puis de Mounira Kafi-Benyahia (2006) (direction de thèse G. Chebbo, co-encadrement M.C. Gromaire).

Dans un premier temps (Oms 2003), une analyse fine de la nature, de la localisation et de la dynamique des dépôts organiques situés à l'interface eau-sédiment a été réalisée sur les trois collecteurs du bassin versant du Marais (collecteurs St Gilles, Vieille du Temple et St Antoine/Rivoli). Le Marais correspond à un bassin versant de 42 ha, situé sur le 3ème et 4ème arrondissements de Paris, avec une occupation résidentielle dense (295 hab/ha, coefficient de ruissellement de 0.78) et drainé par un réseau d'assainissement unitaire visitable. Les trois collecteurs étudiés présentent une longueur totale de 1800 m et des pentes moyennes relativement faibles : 0.04% pour St Gilles, 0.06% pour Vieille du Temple, 0.09% pour St Antoine/Rivoli. Ces pentes varient cependant entre 0.02% et 0.7% le long des collecteurs. De plus, des contre pentes existent par endroits sur les collecteurs Vieille du Temple et surtout St Gilles. Ces travaux se sont appuyés sur la mise en place de dispositifs d'observation originaux qui ont nécessité d'importants développements méthodologiques.

Dans un second temps (Kafi-Benyahia 2006), une localisation des zones paraissant favorables à la formation de la couche organique a été réalisée sur l'ensemble des collecteurs d'OPUR2, soit les 39.8 km de collecteurs[2] du bassin versant Clichy aval. Cette identification des zones « à risque » a été réalisée sur la base des données topographiques et hydrauliques des collecteurs, en se référant aux critères de formation de la couche organique définis à partir des données du Marais. Une partie de ces zones identifiées à ensuite été inspectée en vue de localiser ou non la présence d'un dépôt organique.

[2] On désigne ici par « collecteur » un ouvrage de type ovoïde à banquette, selon la classification utilisée par la Section de l'Assainissement de Paris

II.3.2. Développements méthodologiques

Dispositif d'observation portable pour l'identification et localisation des dépôts à l'interface eau-sédiment

Un système d'observation basé sur un endoscope a été mis en œuvre pour relever des hauteurs des différents types de sédiments sur un linéaire de collecteur. Ce dispositif est facilement transportable et permet une vue en coupe des sédiments sans les détruire.

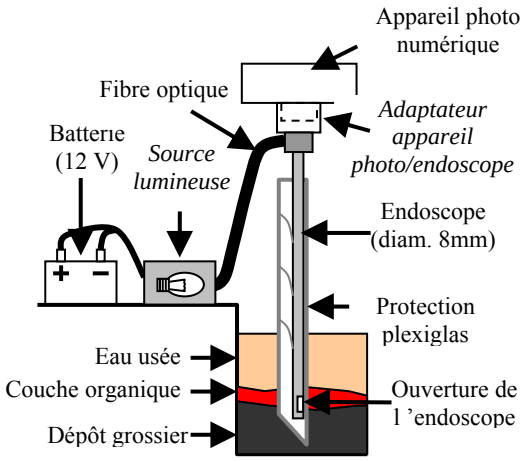


Figure 12 : Système d'observation portatif basé sur un endoscope

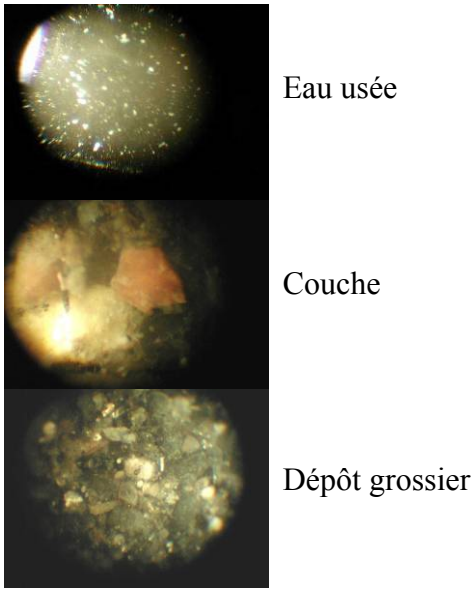


Figure 13: images obtenues à l'endoscope

L'endoscope a une longueur de 104 cm avec un diamètre de 8 mm et un axe d'observation latéral à 90° (Figure 12). Il est associé à une source lumineuse, alimentée en 12V, de type lampe halogène au tungstène (150W) pour éclairer la zone d'observation. La zone observée a un diamètre de 4 mm. Un appareil photo numérique peut être adapté à l'oculaire de l'endoscope et des photos des sédiments peuvent donc être prises sur site.

Les observations faites à l'endoscope (Figure 13) permettent une distinction nette entre :

- l'eau usée, qui apparaît en gris clair avec de très fines particules brillantes et en mouvement
- le dépôt grossier qui se présente comme un dépôt très sombre (noir ou gris) composé de particules bien distinctes de diamètre millimétrique
- le dépôt organique que l'on observe dans certaines zones à l'interface entre l'eau et le dépôt grossier : il s'agit d'une couche immobile composée de particules plus grosses que le dépôt grossier mais avec des contours mal définis. Les particules ont des couleurs brunes et orangées.

L'endoscope coulisse dans une gaine de protection en plexiglas que l'on enfonce préalablement dans l'eau et le dépôt grossier. Des graduations réalisées tous les 5 mm sur une face de la gaine avec des notes de référence tous les 5 cm permettent de situer la position de chaque interface et d'en déduire l'épaisseur des différents types de dépôts.

Echantillonnage de la couche organique située à l'interface eau-sédiment en vue de sa caractérisation chimique

Pour échantillonner la couche organique, une boîte de prélèvement développée par Ahyerre *et al.* (2001) a été adaptée afin d'être plus facilement transportable. La boîte de prélèvement est un parallélépipède en PVC (longueur 85cm, largeur 30cm, hauteur 50cm) ouvert aux deux extrémités. Elle est placée dans la cunette et enfoncée dans le dépôt suivant la direction de l'écoulement. Deux guillotines en PVC sont glissées à l'extrémité de la boîte afin d'isoler l'échantillon. L'eau usée piégée dans la boîte est pompée jusqu'à ce que l'interface organique soit atteinte, enfin la couche organique est raclée avec une petite pelle pour collecter les échantillons. La boîte est mise en place au moins 3 jours avant la date de prélèvement de façon à permettre à la couche organique de se reconstituer.

Plusieurs campagnes de prélèvements de la couche organique ont été réalisées sur le Marais entre 1999 et 2004. Nous présenterons ici uniquement les résultats de la campagne de prélèvement menée en août et septembre 2004, qui est la plus complète en termes de paramètres polluants étudiés et de nombre d'échantillons. Des échantillons ont été prélevés à 5 reprises sur les collecteurs St Gilles et Vieille du Temple, et à une reprise sur le collecteur de Lyon qui est en dehors du Marais. A chaque fois trois échantillons, correspondant à l'amont, au milieu et à l'aval de la boîte étaient prélevés. Ces échantillons ont été analysés en termes de teneur en eau, matières sèches, matières volatiles, DCO, COP, NTK, métaux (Cd, Cu, Pb, Zn).

Etude de la dynamique d'accumulation / érosion au moyen d'un dispositif d'observation fixe autonome

Afin de suivre la dynamique d'accumulation et d'érosion des dépôts organiques situés à l'interface eau-sédiment, une boîte d'observation à façade vitrée a été encastrée (Figure 14) dans la banquette d'un collecteur. Un système d'éclairage avec quatre néons, alimentés par deux batteries 12 V, ainsi qu'un appareil photo numérique programmable ont été placés à l'intérieur de la boîte. Le système d'allumage des néons est piloté par un programmateur séquentiel qui est synchronisé avec l'appareil photo.

Les photographies obtenues couvrent une surface d'environ 30 cm de haut sur 40 cm de large. Une réglette a également été placée à l'intérieur de la boîte, contre la face vitrée, pour servir de repère et permettre de quantifier les évolutions de l'interface. Grâce à l'autonomie du système, les séquences de photo obtenues couvrent des périodes de 3 jours avec un pas de temps de 15 minutes.

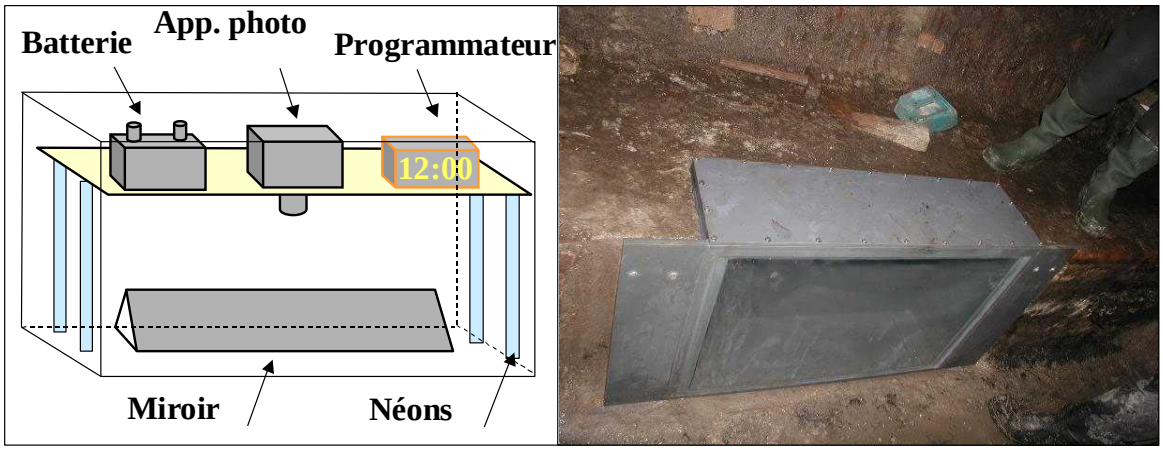


Figure 14 : Boite d'observation avec système de prise de vue autonome

En parallèle, les variations hydrauliques dans le collecteur ont été enregistrées au moyen d'un débitmètre NIVUS, installé à 1 m à l'aval de la boîte d'observation (cf. Figure 15). Il mesure la vitesse de l'écoulement par effet Doppler et la hauteur d'eau avec un capteur de pression, durant 20 secondes, toutes les 3 minutes. Un pluviomètre a été placé à 150 m du site d'observation pour définir les périodes de temps sec et de temps de pluie qui affectent le collecteur étudié.

Ce dispositif d'observation a été implanté à l'amont du collecteur St Gilles (bassin versant du Marais), dans une zone où la couche organique était présente en quantités importantes.

Deux types d'observations ont été faites afin d'analyser la dynamique d'accumulation / érosion de la couche par temps sec d'une part et au cours d'épisodes pluvieux d'autre part :

- temps sec : le dispositif de prise de vue a été programmé pour prendre des clichés toutes les 15 mn durant des périodes de deux à trois jours. Six séquences photographiques de ce type ont été réalisées.
- temps de pluie : le comportement de temps de pluie a été simulé par des augmentations artificielles de débit. Pour ce faire, de l'eau potable provenant d'une bouche incendie a été injectée au niveau d'un regard d'accès situé 100 m à l'amont de la boîte d'observation. Un suivi photographique a été réalisé au pas de temps de 1 mn durant quelques heures avant, pendant et après l'augmentation de débit. Des prélèvements d'effluent effectués à 3 m à l'aval de la boîte d'observation ont permis de caractériser et de quantifier les masses de MES érodées. Enfin, un suivi des hauteurs de couche organique a été réalisé avec l'endoscope, tous les 5 m, avant et après les expériences, sur le tronçon affecté par l'augmentation de débit. Ce suivi permet d'étudier si l'érosion de la couche organique se fait de manière uniforme le long du tronçon.

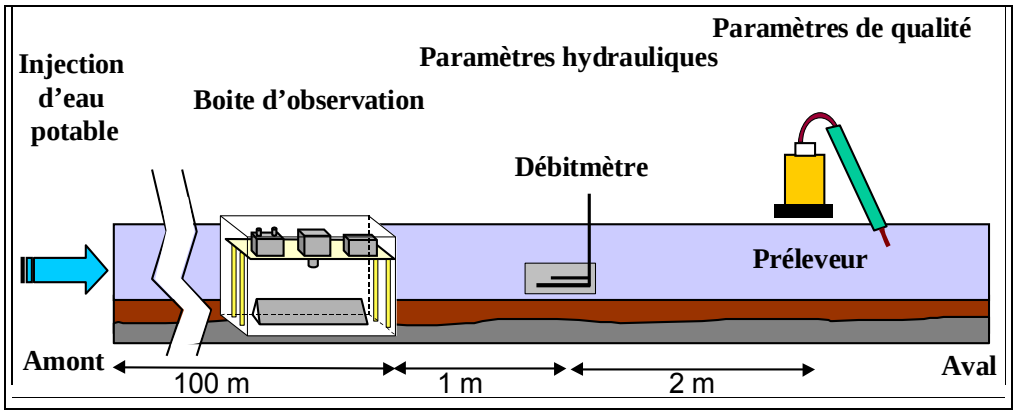


Figure 15 : Site expérimental pour l'étude durant une augmentation de débit

II.3.3. Principaux résultats

Nature et composition de la couche organique

Les photographies de la couche organique prises, soit au moyen de l'endoscope soit au moyen de la boîte d'observation, permettent de visualiser de grosses particules (de 5 mm à 20 mm) telles que des matières fécales (en brun-orangé, avec un aspect spongieux) et des papiers (en gris, avec un aspect fibreux). Ces grosses particules sont noyées dans une matrice composée de particules plus fines (de taille inférieure à 2mm) et sombres. On observe également la présence de « poches » remplies d'eau. Les parois de ces cavités sont formées grâce à des amas de matières fibreuses qui donnent de la cohésion à la couche organique. Les parois

présentent parfois des fissurations. Les photographies ont également mis en évidence la présence de vers (d'une longueur comprise entre 2 cm et 5 cm, avec un diamètre d'environ 1 mm) qui se déplacent à l'intérieur de la couche organique.

La teneur en eau de ce dépôt est très élevée. Elle n'offre aucune résistance à l'enfoncement d'une pige ou d'un moulinet, ce qui explique que sa présence soit difficile à détecter. La teneur en eau mesurée sur les échantillons prélevés variait entre 94% et 98%. Cependant, il est probable que le fait de pomper l'eau pour mettre à sec le dépôt conduise à un tassement de la couche organique, et que la teneur en eau in-situ soit supérieure à celle mesurée sur les échantillons.

L'analyse de la composition chimique de la couche confirme qu'il s'agit d'un matériau fortement organique, avec des teneurs médiane en MVS de l'ordre de 66% à 71%, des teneurs médiane en DCO de l'ordre de 0.97 à 1.13 g/g de MS et des teneurs médiane en carbone organique de l'ordre de 366 à 381 gC/kg. La teneur médiane en azote est de 17 à 22 g N/kg. Ces teneurs varient d'un échantillon à l'autre pour un même site de mesure et pour une même journée de prélèvement du fait de l'hétérogénéité du matériau. On n'observe cependant pas de différence significative entre les trois sites de mesure, ni de variation significative dans le temps.

Les différences de teneurs entre les trois sites de mesure sont plus marquées pour les métaux. Le site Vieille du temple se caractérise par des teneurs statistiquement inférieures en cadmium et supérieures en cuivre à celles des deux autres sites. Les différences observées pour le plomb et le zinc ne sont cependant pas statistiquement significatives (test de Mann-Whitney).

La contamination en métaux lourds de la couche organique est nettement supérieure à celle mesurée pour les MES des eaux usées de temps sec (Gasperi et al. 2008). Elle est comparable à celle des MES des effluents unitaires de temps de pluie (Kafi et al. 2008). Ceci relève probablement d'un enrichissement progressif de la couche organique par accumulation de métaux provenant soit du ruissellement, soit des activités de temps sec (activités professionnelles, nettoyage de la voirie..).

Tableau 4: Teneurs en MVS, en COP, NTK, DCO et en métaux lourds mesurées en 2004 dans la couche organique de trois collecteurs parisiens

	Lyon	St Gilles	Vielle du Temple
Nbr d'échantillons	3	6* - 12	9* - 15
%MVS	[69]	63-75, [71]	44-78, [66]
COP (gC/KgMS)	[367]	372-412, [381]	307-410, [366]
DCO (gO_2/gMS)	[1.13]	0.81-1.34, [1.04]	0.62-1.16, [0.97]
NTK (gN/KgMS)	[22]	16-23, [17]	14-22, [19]
Cd (µg/gMS)	[5.0]	3.3-7.9, [5.4]	1.4-6.5, [2.1]
Cu (µg/gMS)	[460]	387-553, [477]	504-1457, [846]
Pb (µg/gMS)	[508]	424-869, [565]	432-1002, [678]
Zn (µg/gMS)	[2677]	1761-2812, [2239]	1426-2626, [1947]

*=cas du COP uniquement x-y, [z] = 1er décile- 9èmè décile, [médiane]

Localisation de la couche organique et critères de formation

Les figures 5 et 6 montrent les résultats de la cartographie des dépôts effectuée sur les collecteurs Saint-Gilles et Vieille du Temple. La couche organique est présente dans la zone

amont des trois collecteurs étudiés. L'épaisseur de la couche varie entre 2 cm et 15 cm sur Saint-Gilles, elle atteint 10 cm sur Vieille du Temple et seulement 5 cm à l'amont de Rivoli. Les observations ont été réalisées deux fois sur l'amont du collecteur Saint-Gilles (décembre 2000, février 2001). Entre ces deux périodes, l'épaisseur de la couche organique n'a pas sensiblement évolué.

La couche organique a été observée dans des zones où les trois conditions suivantes étaient réunies : vitesse d'écoulement inférieure à 0.1m/s, pente du radier inférieure à 0.05%, dépôts grossiers formant des reliefs importants en creux.

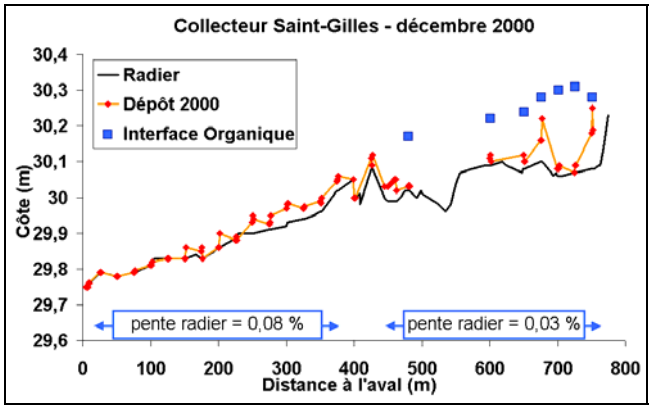


Figure 16 : Suivi du collecteur Saint-Gilles

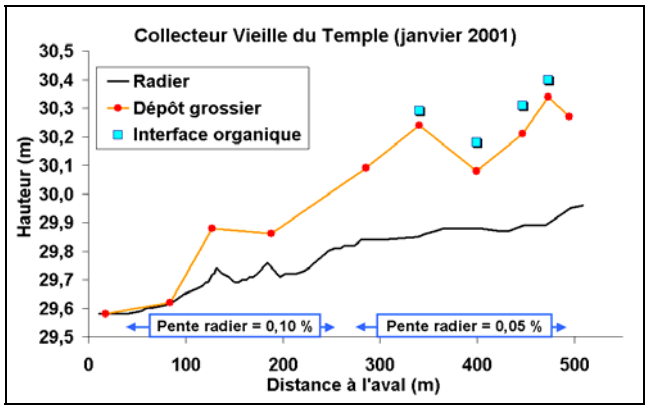


Figure 17 : Suivi Collecteur Vieille du Temple

Dynamique d'accumulation et d'érosion de la couche organique

Evolution du stock de couche organique par temps sec. A l'échelle du tronçon de collecteur, la couche organique observée possède un état d'équilibre qui se caractérise par une hauteur de couche stable. Ceci est illustré par le suivi des hauteurs de couche organique sur une période de deux mois, présenté en Figure 18.

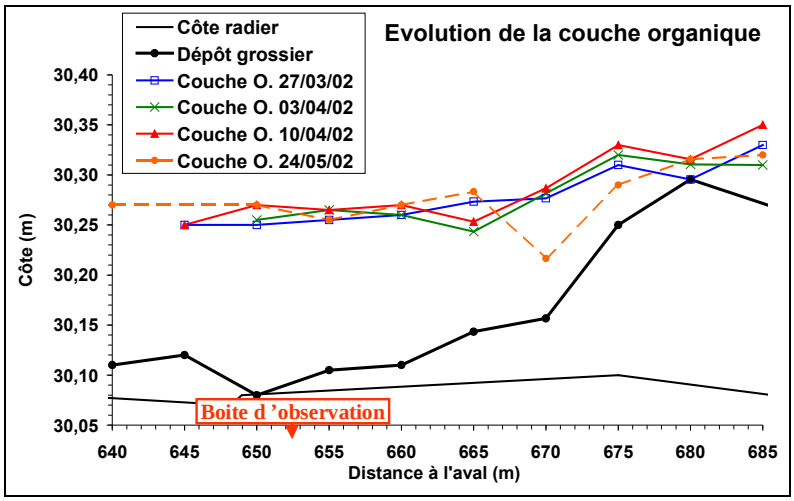


Figure 18 : Evolutions de la couche organique sur 15 jours et sur 2 mois

Les suivis photographiques réalisés localement, au niveau de la boîte d'observation, montrent que la couche subit des perturbations ponctuelles liées à des événements aléatoires, comme le transport de gros éléments dans le collecteur, qui sont suivis par une « accumulation » : les trous (de 5 cm à 10 cm d'épaisseur) formés dans de la couche organique par l'expérimentateur

ou par le passage de gros éléments près du fond sont comblés rapidement, en quelques heures. On observe également durant les journées de temps sec des variations de la hauteur de couche, sans apport ou érosion de matière, par simple phénomène d'expansion ou de tassement (variations de la teneur en eau). Cette expansion peut aboutir, comme dans le cas illustré en Figure 19, à l'arrachement d'un bloc de matière, suivi d'un comblement rapide (en moins de 2 heures) du trou ainsi formé. En dehors de ces phénomènes locaux, aucun phénomène d'accumulation notable n'a été observé, durant les périodes de temps sec, sur le tronçon étudié.

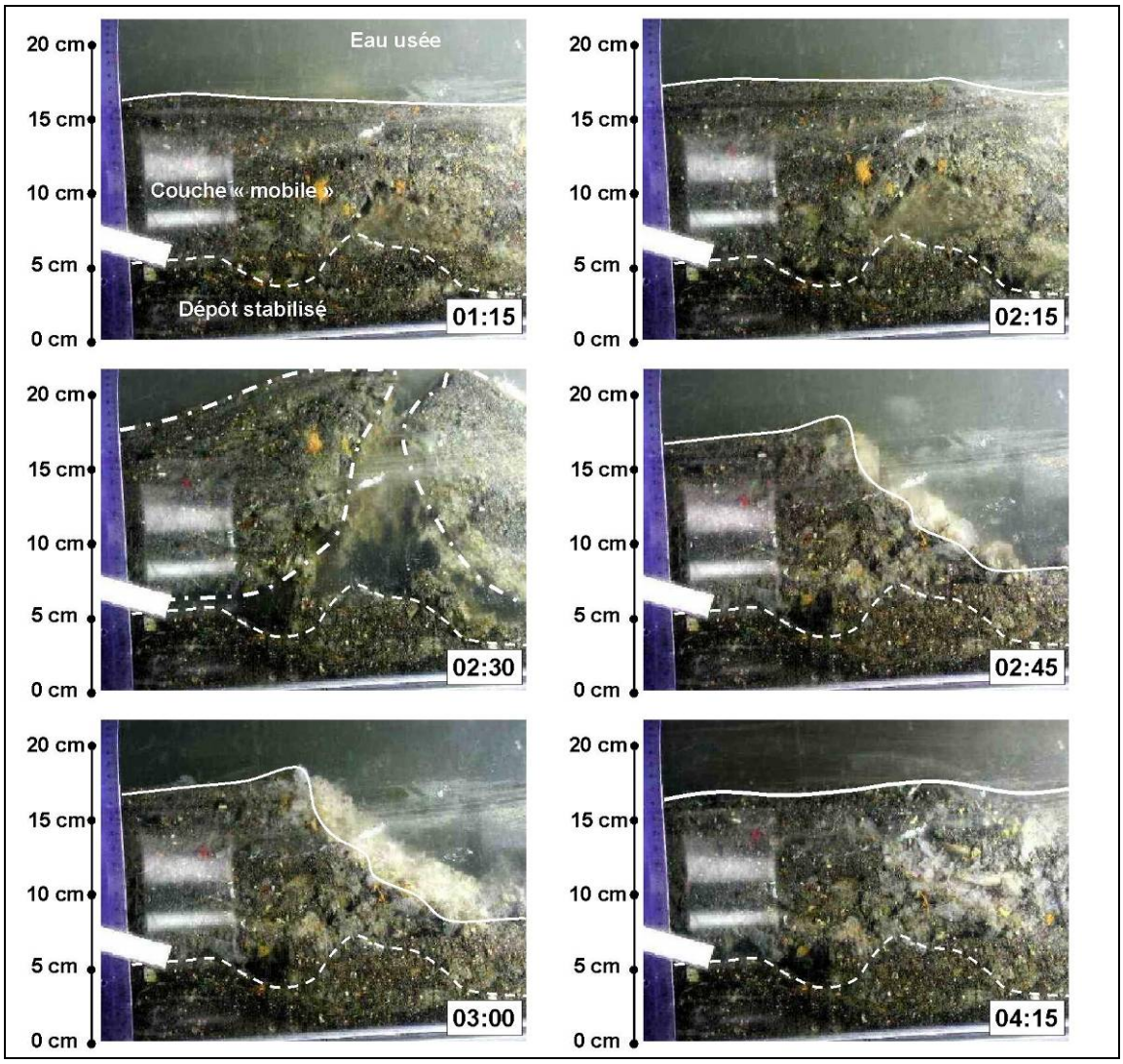


Figure 19 : Cas d'un arrachement de couche organique durant une période de temps sec (03/03/02)

Evolution du stock de couche organique par temps de pluie. Les augmentations de débit par injection d'eau potable sur le tronçon étudié provoquent une augmentation des flux de MES : il y a donc érosion sur le tronçon étudié. L'étude des caractéristiques des particules en suspension montre que les particules érodées sont de même nature que la couche organique. Les relevés de hauteur de couche organique effectués avant et après une injection d'eau (Figure 20) montrent que l'érosion de la couche organique n'est pas uniformément répartie le long du tronçon : il peut y avoir érosion en un point et accumulation en un autre point. On assiste donc à des phénomènes locaux, probablement liés à des singularités hydrauliques ou à des particularités physiques locales de la couche organique. De plus, on constate un

déplacement vers l'aval de la couche organique durant les augmentations de débit montrant que le transport par charriage joue un rôle important dans le processus d'érosion de la couche organique. Les photographies prises au niveau de la boîte d'observation au cours des injections de débit montrent en effet le passage de nombreuses matières en charriage.

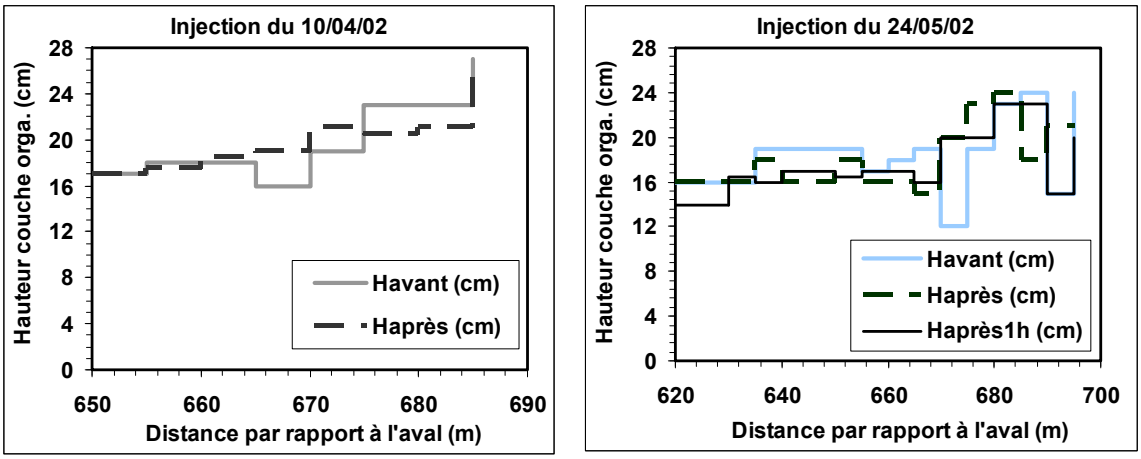


Figure 20 : Suivi à l'endoscope des niveaux de couche organique avant, après l'injection du 10/04/02 et avant, après et 1h après l'injection du 24/05/02.

Recherche de la couche organique sur l'ensemble des collecteurs de la zone OPUR2

Afin de localiser les zones à risque de présence de couche organique, une analyse des pentes et des vitesses moyennes d'écoulement par temps sec a été effectuée pour l'ensemble des collecteurs de la zone OPUR2. Les pentes du réseau ont été établies à partir de relevés topographiques relativement récents. Les vitesses d'écoulement ont été estimées avec la formule de Manning-Strickler, en se basant sur les débits moyens de temps sec donnés par le modèle du réseau parisien (sous MOUSE) utilisé par la SAP, à l'exutoire de chaque sous bassin versant. Ces valeurs de débits avaient été calées lors de l'étude du diagnostic du réseau parisien (SAP, 1996). Ce débit a été ensuite réparti sur les différents tronçons composant les collecteurs à l'amont, proportionnellement à leur longueur.

Les linéaires de collecteurs présentant à la fois une pente inférieure à 0.05% et une vitesse d'écoulement de temps sec inférieure à 0.3 m/s ont ainsi été identifiés. Ces linéaires de collecteurs identifiés comme « à risque de présence de couche organique » représentaient seulement 14% de la longueur totale des collecteurs de la zone OPUR Afin de confirmer ou non la présence de la couche organique, quelques-uns des collecteurs concernés ont été visités. La majorité des collecteurs visités ne présentaient pas ou peu de dépôt grossier et la couche organique n'a pu être observée, en dehors des collecteurs du Marais, que sur le collecteur de Lyon (sur le bassin versant des Quais).

II.3.4. Conclusions sur la nature, la dynamique et la localisation des dépôts contribuant à la contamination des RUTP à l'échelle des bassins versants d'OPUR

Sur le bassin versant du Marais, le type de dépôt dont l'érosion contribue aux flux de MES et de matière organique par temps de pluie a été identifié comme une couche organique immobile, située à l'interface eau-sédiment. Les critères pour l'existence de cette couche organique sont les suivants : faible vitesse d'écoulement ($U < 0,1$ m/s), faible pente de radier ($j < 0,05$ %), présence de dépôts grossiers avec des « creux ». Il semble que sa composition

soit relativement homogène sur tout le bassin versant du Marais (MV/MS : 76 % ; DCO/MS : 1,5 gO_2/g ; DBO_5/MS : 0,4 gO_2/g).

Les observations détaillées de la dynamique de la couche organique, réalisées par temps sec et au cours d'augmentations artificielles de débit sur le collecteur St Gilles, dans le bassin versant du Marais, ont montré que :

- la couche organique est un matériau hétérogène, composé de particules de natures très différentes (eau, papiers, matières fécales, matériaux granulaires, …) et qui abrite une activité biologique.
- par temps sec, la couche organique tend vers une hauteur d'équilibre stable et elle remplit les creux du dépôt grossier. Elle subit cependant des remaniements locaux qui sont liés à des perturbations aléatoires, internes ou externes à la couche organique (passage de gros éléments près du fond,…). Ces remaniements conduisent à un renouvellement permanent du stock de couche organique et accentuent son hétérogénéité.
- durant les augmentations de débit, la couche organique est en partie érodée et transportée en suspension mais elle est également pour une large part transportée par charriage. Cette érosion ne se produit pas de manière homogène à toute la surface du dépôt mais de façon discontinue.

Le dépôt érodé sur les bassins versants de l'OPUR est de nature organique, comparable à la nature de la couche organique identifiée sur le Marais par Ahyerre (1999) et Oms (2003).

Cependant, l'analyse des pentes et des vitesses d'écoulement par temps sec des collecteurs de la zone OPUR montre que le linéaire de réseau de caractéristiques comparables aux collecteurs du Marais dans lesquels cette couche a été identifiée est très réduit. De plus, pour une partie de ces collecteurs considérés comme « à risque », les visites ont conclu à l'absence de couche organique. Ces visites n'ont cependant pas été exhaustives et nécessitent d'être complétées.

Il est possible que les dépôts contribuant aux flux de temps de pluie des différents bassins versants aient une composition comparable à celle de la couche organique (matières fécales, papiers, résidus alimentaire) mais se présentent sous une forme différente : « petits tas » éparpillées dans les petites lignes ; dépôts localisés au niveau de singularités hydrauliques (zones de creux dans le dépôt grossier, amont d'un obstacle, zones d'influences avales, bassins de dessablement).

Articles de référence:
OMS C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2003). "In situ observation of the water-sediment interface in combined sewers, using endoscopy." *Water Science and Technology*, 47(4), 11-18.

OMS C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2005). "Nature and dynamic behaviour of organic surface layer deposits during dry weather." *Water Science and Technology*, 52(3), 103-110.

III. Contribution à l'élaboration et à l'évaluation d'outils de gestion de la pollution des effluents unitaires de temps de pluie

III.1. Développement et mise en œuvre d'un protocole de mesure de la vitesse de chute des contaminants particulaires dans les eaux urbaines (2001 – 2008)

III.1.1. Contexte et objectifs

Les travaux de recherche menés à partir des années 1990 avaient identifié les particules en suspension comme étant le principal vecteur de la contamination des effluents unitaires de temps de pluie (Chebbo et Bachoc 1992; Pitt et al. 1995; Sansalone et Buchberger 1997; Legret et Pagotto 1999; Gromaire et al. 2001; Ashley et al. 2004). Dans les premières études menées au début des années 1990 en France (Chebbo et Bachoc 1992), mais aussi à l'étranger (Michelbach et Wöhrle 1993; Pisano 1996), les particules transportées en suspension par les RUTP sont apparues comme facilement décantables, en dépit de leur granulométrie relativement fine caractérisée par un diamètre médian d_{50} de 30 à 40 µm De ce fait, la décantation a souvent été privilégiée lors de la mise en place de dispositifs de traitement des effluents de temps de pluie.

La conception et le dimensionnement de ces ouvrages, de même que la description des phénomènes de transport solide dans les outils de simulation numérique, nécessitaient une connaissance fine de la nature des MES (Jacopin et al. 1999; Furumai et al. 2002; Li et al. 2006; Marsalek et al. 2006) : vitesse de sédimentation des particules en premier lieu, mais également vitesses de sédimentation des divers polluants associés à ces particules. En effet, la distribution des polluants peut ne pas être uniforme sur l'ensemble des particules. Divers auteurs ont noté la propension des micropolluants à se lier aux granulométries les plus fines (Colandini et al. 1995; Sansalone et Buchberger 1997; Krein et Schorer 2000). De ce fait, l'efficacité de la décantation est susceptible de varier en fonction du polluant considéré.

Au début des années 2000, les connaissances sur la vitesse de sédimentation des MES restaient cependant assez limitées : bases de données réduites, et montrant une forte variabilité des résultats d'une pluie à une autre sur un même site et d'un site de mesure à un autre. Par ailleurs, les données sur le comportement à la décantation des divers polluants associés aux MES étaient quasi inexistantes (Benoist et Lijklema 1990; Tyack et al. 1992; Michelbach et Wöhrle 1993).

L'un des objectifs du projet de recherche « Evolution spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires » (programme OPUR, phase 2) visait à mieux cerner les caractéristiques des particules transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement Parisien à différentes échelles spatiales, de façon à :

- compléter les données disponibles concernant la vitesse de sédimentation des MES dans les effluents unitaires de temps de pluie,
- donner de premiers éléments sur la distribution des polluants par classes de vitesses de chute et donc la décantabilité de ces polluants.

III.1.2. Développement et validation de protocoles de mesure

Entre 1993 et 1998, un projet de recherche piloté au CERGRENE (devenu par la suite le LEESU) par G. Chebbo, en collaboration avec divers organismes scientifiques, techniques et opérationnels (Université d'Aston, CTIA-Lyonnaise des Eaux, Cegeo, AESN, CG93, CG94, SAN-St Quentin) a porté sur l'évaluation des protocoles de fractionnement disponibles et l'étude de l'influence des conditions opératoires. Ce projet avait conduit au développement de deux nouveaux protocoles de mesures conçus de façon à permettre la mesure des vitesses de sédimentation directement sur l'effluent brut (sans prétraitement de l'échantillon susceptible de modifier les caractéristiques des particules); immédiatement après échantillonnage (pour éviter les biais liés à la conservation). Les deux protocoles sont basés sur de la mesure de la décantation en colonne, en eau calme, en suivant le principe de la suspension homogène :

- VICAS : protocole robuste et simple à mettre en œuvre, permettant à la mesure de la vitesse de chute des MES eaux urbaines sur un volume limité d'échantillon,
- VICTOR : destiné à la mesure de la distribution des polluants en fonction des vitesses de chute des solides en suspension dans les effluents urbains.

Entre 2000 et 2005, une partie de mon activité de recherche a porté sur la fiabilisation, la validation, et la mise en œuvre de ces protocoles de mesure. Ce travail a conduit en 2003, sur commande de l'Agence de l'Eau Seine Normandie, à la production d'un manuel de l'utilisateur pour le protocole VICAS, destiné à promouvoir l'utilisation de ce protocole dans le cadre des études opérationnelles. Les tests du protocole VICPOL ayant mis en évidence des biais dans les résultats, j'ai par ailleurs travaillé à la conception et la validation d'un nouveau protocole (VICPOL) pour la mesure de la vitesse de sédimentation des polluants et micropolluants associés aux particules dans les eaux urbaines.

Le principe du protocole VICPOL (Figure 1) est celui de la suspension homogène de type B (selon la classification de Chebbo et al., 2003b), c'est-à-dire le suivi de la diminution de la concentration Ci en un point donné d'une colonne de sédimentation, en fonction de la durée de décantation ti. VICPOL met en œuvre 5 colonnes de décantation, munies chacune d'un dispositif permettant de prélever au bout d'un temps de décantation ti, différent pour chaque colonne, une tranche d'eau horizontale correspondant à une hauteur de chute moyenne de 40 cm et à un volume de 750 ml. Le pourcentage de particules qui ont une vitesse de chute inférieure à Vs est donné directement par F(Vs) = 100 Ci/Coi, où Ci est la concentration en polluant particulaire mesurée sur le prélèvement effectué dans la colonne i, au bout du temps de décantation ti, et Coi est la concentration en polluant particulaire mesurée sur un échantillon prélevé lors du remplissage de cette même colonne i.

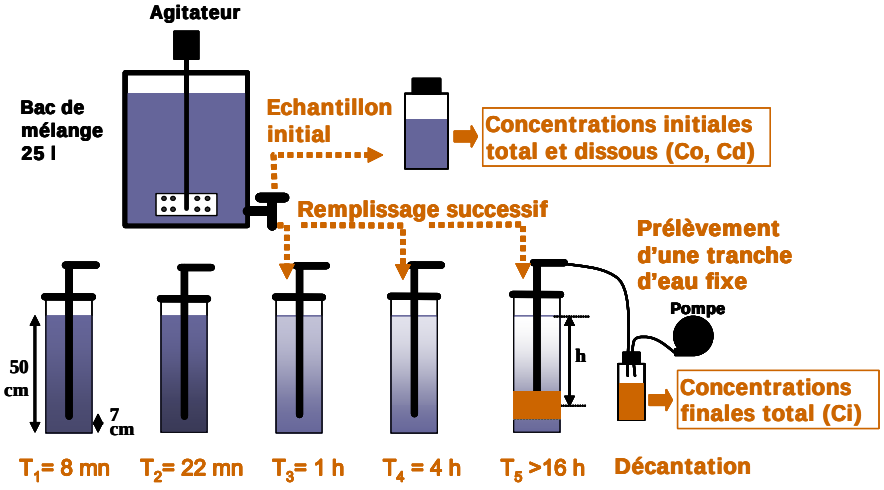


Figure 21 : schéma de principe du protocole VICPOL

Le protocole VICPOL a été appliqué aux polluants suivants : DCO, COP, NTK, Cu, Pb, Zn, HAP. Dans le cas du COP et des HAP, les concentrations sont mesurées directement sur les particules. Dans le cas de la DCO, du NTK et des métaux, les concentrations particulaires sont déterminées par différences entre la concentration totale et la concentration du dissous (filtré à 0.45 µm).

Les deux protocoles VICAS et VICPOL ont été appliqués pour la caractérisation des effluents unitaires de temps de pluie sur les échantillons collectés à l'exutoire des bassins versants expérimentaux d'OPUR2. Des mesures sur des effluents de réseaux séparatifs pluviaux ont également été réalisées dans le cadre d'une étude sur deux ouvrages de stockage / décantation à Paris (Tolbiac-Masséna) et Grigny (UTEP) (Arambourou et al., 2010).

Application au cas des effluents unitaires

Les vitesses de chute des MES V50 observées par temps de pluie sur les sites OPUR2 sont de l'ordre de 0.09 à 0.6 mm/s, et les V30 de 0.01 à 0.1 mm/s. Ces vitesses de chute sont supérieures d'un facteur 10 à celles des eaux usées de temps sec (V50= 0.009 à 0.065 mm/s) mais également supérieures à celles des eaux de ruissellement de chaussées, ce qui laisse suspecter un apport de particules à fortes vitesses de chute venant de l'érosion des dépôts organiques constitués dans le réseau unitaire. Elles restent cependant inférieures aux premières valeurs de vitesse de chute mesurées par Chebbo (1992) : le V30 des effluents unitaires est en général nettement inférieur à la valeur de 1 m/h, soit 0.28 mm/s, qui est encore souvent prise pour référence dans le dimensionnement des ouvrages de décantation.

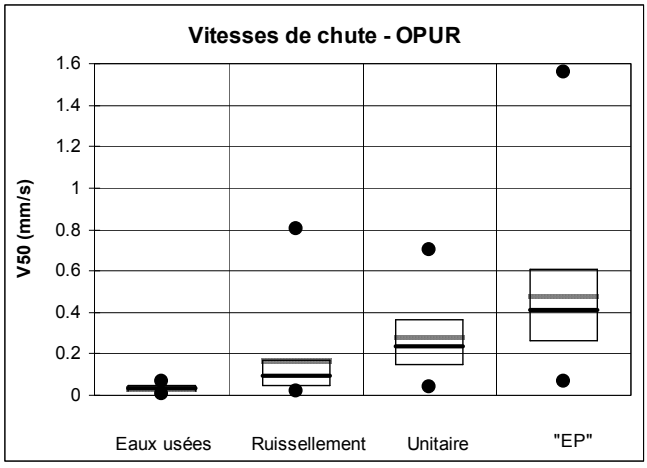


Figure 22 : comparaison des vitesses de chute V50 des eaux usées, du ruissellement de chaussée, des effluents unitaires et des effluents « EP » (EP= unitaires desquels on a déduit la contribution des eaux usées)

On observe une forte variabilité du V30 et du V50 d'un événement pluvieux à l'autre, avec un facteur 5 à 10 entre le 1er décile et le 9ème décile. Pour certains événements pluvieux, une fraction des MES est difficilement décantable. Ce phénomène avait déjà été noté par Chebbo (1992), qui cite des valeurs minimales du V20 de l'ordre de 0.017 mm/s, mais n'est pas toujours pris en compte dans l'évaluation de l'efficacité des traitements par décantation des RUTP.

Une variation des vitesses de chute a été observée entre les sites amont (Marais) et les sites aval (Clichy centre, Coteaux, Clichy aval). Les vitesses de chute plus faibles à l'aval pourraient s'expliquer par une plus grande proportion d'eaux usées dans les effluents unitaires des sites aval, mais aussi par une désagrégation des particules provenant de l'érosion des dépôts au cours du transport amont-aval.

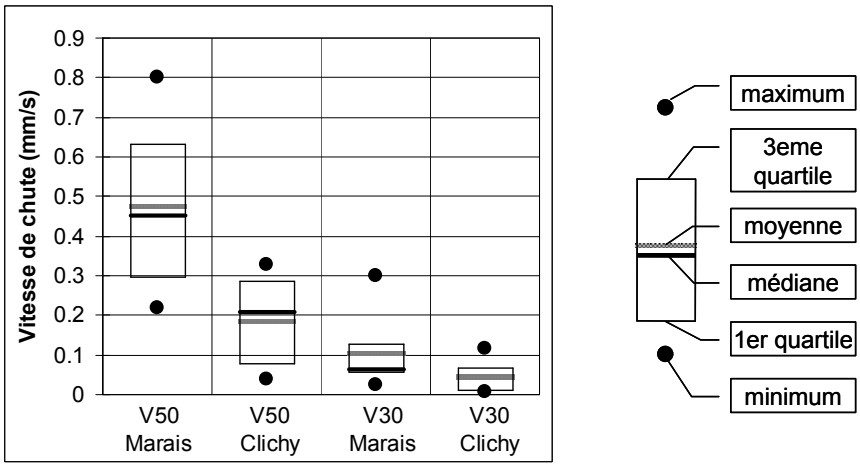


Figure 23: comparaison des vitesses de chute V30 et V50 mesurées pour les mêmes événements pluvieux sur les sites Marais et Clichy centre (n=7)

Sur la base de la comparaison des courbes de vitesse de chute des différents polluants, et notamment du rapport V30 MES / V30 polluants (Figure 24), on peut distinguer quatre groupes de polluants :

- le carbone organique particulaire présente un comportement à la décantation quasi identique à celui des MES.
- la DCO, le cuivre et le plomb ont un comportement variable d'une pluie à une autre. Pour la plupart des pluies, les vitesses de sédimentation de ces polluants sont inférieures à celle des MES, avec un rapport V30 MES/V30 polluants variant entre 1 et 5.
- le zinc et l'azote particulaires présentent une décantabilité systématiquement et significativement plus faible que celle des MES. Le rapport V30 MES/V30 polluants varie pour ces deux paramètres entre 2.5 et 10.5. Une efficacité de la décantation nettement plus faible que celle des MES est donc à craindre pour le zinc et l'azote.
- les HAP se distinguent complètement des autres polluants étudiés par une décantabilité qui, dans la plupart des cas étudiés, est supérieure à celle des MES. Le V30 des HAP est dans 5 des 6 échantillons analysés supérieur d'un facteur 2 à 13 à celui des MES. La décantation paraît donc un moyen de traitement particulièrement adapté au cas des HAP.

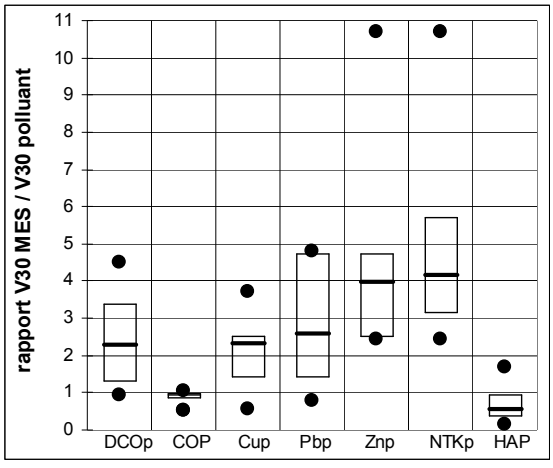


Figure 24 : rapport des vitesses de chute V30 des MES et des différents polluants particulaires associés

Ces résultats obtenus en terme de vitesse de chute des polluants et micropolluants particulaires montrent que l'efficacité d'un éventuel traitement par décantation est susceptible de varier en fonction du paramètre polluant considéré : pour le COP elle est identique à celle des MES tandis qu'elle serait inférieure à celle des MES en terme de DCO, Cu et Pb, très

inférieure à celle des MES pour le Zn et le NTK et au contraire nettement supérieure à celle des MES pour les HAP.

D'après les vitesses de chute mesurées sur la zone OPUR, l'efficacité de la décantation varie d'une pluie à une autre, d'un polluant à un autre et d'un site à un autre. Les vitesses de chute prises en compte pour dimensionner un ouvrage de décantation devraient de ce fait être basées sur des mesures effectuées sur le site étudié, pour un nombre relativement élevé d'événements pluvieux et pour les différents polluants traités.

Articles de référence:

GROMAIRE M.C., KAFI-BENYAHIA M., GASPERI J., SAAD M., MOILLERON R. & CHEBBO G. (2008). "Settling velocity of particulate pollutants from combined sewer wet weather discharges." *Water Science and Technology*, 58(12), 2453-2465.

CHEBBO G. & GROMAIRE M.C. (2009). "VICAS-An Operating Protocol to Measure the Distributions of Suspended Solid Settling Velocities within Urban Drainage Samples." *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 135(9), 768-775.

III.2. Analyse des besoins en modèles opérationnels de calcul des flux polluants en réseau d'assainissement, par temps de pluie (2001)

En parallèle avec la phase expérimentale d'OPUR2, le projet de recherche « Analyse et développement de modèles opérationnels de calcul de flux polluants en réseau d'assainissement par temps de pluie » (partenaires scientifiques : LEESU, URGC Hydrologie Urbaine et l'UMR Hydrosciences ; financement RCGU, SIAAP) visait à dresser un état des lieux en termes de modèles de calcul des flux polluants afin de proposer des outils de simulation adaptés aux besoins de gestion. Cette recherche s'est appuyée en grande part sur les connaissances nouvelles et les données acquises sur le bassin versant expérimental du Marais durant la phase OPUR1.

Ma participation à ce programme de recherche a porté essentiellement sur la coordination et l'exploitation en 2001 d'une enquête nationale sur l'utilisation des modèles de calculs de flux polluants (MCFP) par les divers acteurs de l'assainissement (124 entreprises et organismes français travaillant dans le domaine de l'assainissement contactés). Il s'agissait de répondre aux questions suivantes :

- Quels sont les MCFP utilisés actuellement en France ? Par qui sont-ils utilisés ? Dans quel cadre et dans quel objectif ?
- Comment ces modèles sont-ils mis en œuvre ? De quelles données dispose-t-on pour les mettre en œuvre ? Quels sont les méthodes et les moyens employés pour leur calage et leur validation ?
- Quelles sont les attentes des utilisateurs en termes de développement de MCFP ?

Il est apparu que l'usage opérationnel des MCFP restait rare, alors même que la modélisation du fonctionnement hydrodynamique des réseaux d'assainissement était mise en œuvre couramment. Dans les quelques cas où un MCFP était mis en œuvre, essentiellement dans le cadre d'études de diagnostic de réseaux et d'études d'impact, il s'agissait d'approches très simplifiées telles que la multiplication d'un volume par une concentration constante. Les modèles plus élaborés n'étaient que rarement employés du fait de la quantité et la qualité des données de mesures disponibles, du coût d'acquisition de ces données, du niveau de

complexité élevé de mise en œuvre de ces modèles. Cette enquête a souligné la fracture existant entre les outils disponibles sur le marché pour le calcul de flux polluants en hydrologie urbaine et le type d'outils effectivement utilisable en milieu opérationnel.

Article de référence :
GROMAIRE M.C., CABANE P., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. & CHEBBO G. (2007). "Utilisation des modèles de calcul des flux polluants en assainissement - Résultats d'une enquête en France." *La Houille Blanche*(2), 94-98.

III.3. Contribution à l'évaluation de la mesure en continu de la turbidité comme outil de gestion des réseaux d'assainissements (2004 – 2007)

Les phases I et II d'OPUR, bien qu'elles aient permis une nette avancée des connaissances sur le sujet traité, ont également souligné les limites des suivis expérimentaux basés sur de l'échantillonnage : lourdeur et coût du dispositif expérimental, nombre d'échantillons limité, suivi discontinu. Le besoin d'un suivi en continu et à pas de temps fin de la qualité des effluents est clairement apparu durant la phase OPURII tant pour une meilleure compréhension des processus que pour alimenter le développement de la modélisation. Dans ce cadre, la mesure en continu de la turbidité paraissait particulièrement prometteuse. Ce type de mesure suscitait également un vif intérêt de la part des gestionnaires de système d'assainissement pour les possibilités offertes en termes de gestion des réseaux d'assainissement (autosurveillance des réseaux, vérification du respect des arrêtés d'autorisation de déversement, la gestion des ouvrages de stockage etc.). Cependant, des incertitudes subsistaient sur les méthodes de mise en œuvre, de validation et de filtrage de ce type de mesure, sur la relation entre turbidité et paramètres polluants, sur la fiabilité et la précision de ce type de mesure appliquée au calcul de flux polluants.
C'est dans ce cadre qu'un groupe de travail CEREVE – LCPC – URGC HU sur la mesure de la turbidité en réseau d'assainissement à été constitué, au quel j'ai participé entre 2004 et 2007. Les travaux menés durant cette période ont porté sur la mise en place de procédures pour l'étalonnage des capteurs et l'évaluation des incertitudes de mesure, ainsi que le test de diverses méthodes de filtrage du signal. Ce travail s'est ensuite poursuivi dans le cadre de la thèse de C. Lacour (2009) (encadrement G. Chebbo, C. Joannis).

Article de référence :
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 Science and Technology*, 59(8), 1471-1478.

IV. Contribution à l'étude des flux et sources de contaminants dans les eaux de ruissellement urbaines et les eaux pluviales séparatives (OPUR3)

IV.1. Emission de contaminants par les matériaux et les pratiques d'entretien des toitures

IV.1.1. Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement – projet TOITEAU (2005 – 2009)

Contexte et objectifs

Les travaux sur le bassin versant du Marais durant OPURI avaient mis en évidence une forte contamination métallique des eaux de ruissellement de certaines toitures, résultats cohérent avec d'autres travaux de la littérature (Chang et Crowley 1993; Quek et Forster 1993; Förster 1999). Dans le cas du Marais, cet apport métallique a pu être imputé à la corrosion des matériaux métalliques utilisés pour la couverture des toits et l'évacuation des eaux pluviales. Cependant, les connaissances sur les différents éléments de toiture et matériaux incriminés dans cette corrosion, leur taux de relargage, leur fréquence d'utilisation dans le contexte architectural parisien restaient limitées. Ces connaissances sont pourtant des éléments clefs pour le développement de stratégies de réduction à la source des flux polluants, telles que préconisées par la directive européenne cadre sur l'eau DCE 2000/60/CE.

L'objet du projet TOITEAU, (projet LEESU-CSTB, financement Agence de l'Eau Seine Normandie), a été de caractériser et de quantifier des émissions métalliques dans les eaux de ruissellement par les matériaux (matériaux de couverture mais aussi ouvrages d'étanchéité et d'écoulement des eaux) utilisés dans le cas des toitures franciliennes. Ce projet a donné lieu à la thèse de Pauline Robert-Sainte (Direction G. Chebbo, co-direction M.C. Gromaire, encadrement CSTB B. de Gouvello).

Les travaux menés durant la thèse de (Robert-Sainte 2009) ont visé (1) à évaluer le potentiel émissif des différents matériaux de couverture utilisés en Ile-de-France (approche expérimentale à l'échelle de bancs d'essais), conduisant à une hiérarchisation des matériaux en fonction de leurs niveaux d'émission ; (2) à comprendre et identifier les paramètres importants pour l'extrapolation des données de ruissellement à différentes échelles spatiales et temporelles, afin de développer un outil permettant l'évaluation des flux métalliques émis par les toitures à l'échelle d'un bassin versant.

Méthodologie

La méthodologie de travail s'articulait autour 3 échelles spatiales d'étude croissantes : du banc d'essai au bassin versant, en passant par le toit.

La première partie de la recherche a consisté à développer et à exploiter, sur deux sites différents en Ile de France (Créteil, site urbain soumis à une contamination atmosphérique locale par le trafic automobile et des activités industrielles et Champs sur Marne, site périurbain résidentiel), des bancs d'essais expérimentaux de 0.5 m², inclinés de 5° (afin de limiter les effets liés à l'orientation), testant 12 matériaux métalliques issus de 5 familles (zinc, cuivre, plomb acier, aluminium), sous différentes mises en œuvre (panneaux, gouttières, crochets de fixation et éléments d'étanchéité), durant 14 mois, divisés en 13 périodes

d'expositions : à l'issue de chaque période, l'ensemble des eaux de ruissellement de chaque banc étaient collectées, permettant de mesurer les flux métalliques ruisselés pour chaque matériau et chaque espèce métallique. 13 espèces métalliques ont été quantifiées dans les eaux de ruissellement collectées (analyse de la fraction métallique acido-soluble par ICP-AES) ce qui a permis (1) d'acquérir une importante base de données de taux de ruissellement annuels par les différents matériaux, (2) de hiérarchiser ces matériaux en fonction de leur potentiel polluant, à travers la définition d'un indice de contamination métallique (ICM) se basant sur les émissions de Cd, Cu, Ni, Pb et Zn et permettant de tenir compte des différences de toxicité des métaux. Un travail d'identification des paramètres déterminants pour l'évaluation des émissions des matériaux à différentes échelles de temps a ensuite été réalisé afin de travailler à la modélisation de ces émissions en fonction des différents paramètres d'exposition.

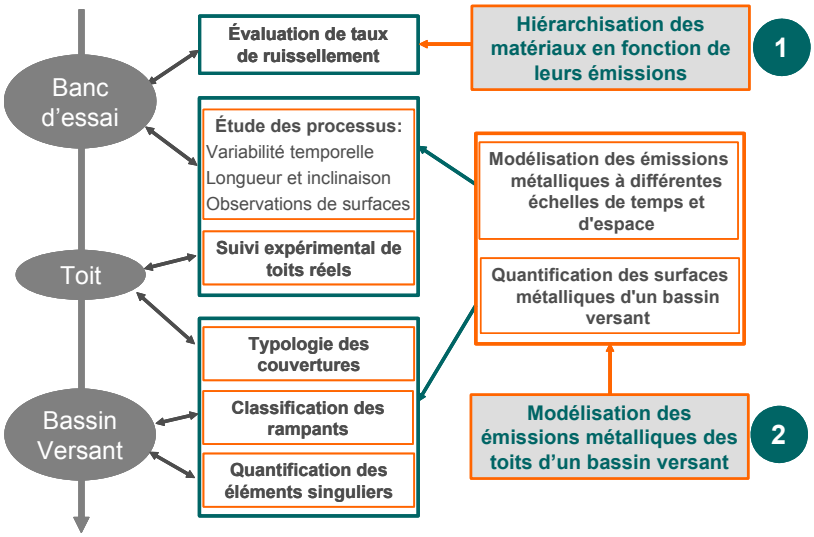


Figure 25 : méthodologie générale du projet TOITEAU

Tableau 5. Types de matériaux et types de mises en œuvre testés sur les deux sites d'exposition (× = Champs sur Marne , + = Créteil)

Matériaux		Rampant	Gouttière	Crochets	Etanchéité
Plexiglas (banc témoin)		× +			
Zinc	Naturel neuf	× +	× +		
	Naturel ancien (~ 40 ans)	× +	× +		
	Anthra-Zinc neuf [1]	× +	× +		
Acier	Inoxydable 304	+		× +	
	Galvanisé [2]	× +			
	Galvanisé prépeint [3]	× +		× +	
Plomb	Neuf				× +
	Ancien (~ 50 ans)				× +
Cuivre	Neuf		× +		
	Ancien (~ 25 ans)		× +		
Aluminium	Standard	+	×		
	Prélaqué [4]		×		

[1] : zinc prépatiné avec un traitement de surface au $Zn_3(PO_4)_2$ d'épaisseur 4.7 ± 3 µm
[2] : acier recouvert d'une couche de zinc de 70 à 100 µm
[3] : acier recouvert d'une couche de zinc de 20 µm et d'une couche de surface de 25 µm en polyester
[4] : couche de finition de peinture de 80 µm



Figure 26. Photos des différents types de maquettes exposées, de gauche à droite : panneau, gouttière, crochets de fixation, éléments d'étanchéité en plomb.

Parallèlement, d'autres bancs d'essais expérimentaux en zinc naturel neuf ont été exploités afin de déterminer les effets de longueur et d'inclinaison des panneaux sur les émissions de zinc (Figure 2). Il s'agit d'un dispositif en « flute de pan » comportant 4 bancs avec des longueurs d'écoulements croissantes de 0.5 m à 4 m, et de trois maquettes de base carrée de 0.5 m2 comprenant un panneau incliné à 5° et deux pyramides à 45° et 75°.



Figure 27. Dispositif "Flûte de pan" testant les différentes longueurs (à gauche) et Pyramides permettant d'appréhender l'effet de l'inclinaison (à droite)

Enfin, un travail d'identification et de quantification des surfaces de rampants à l'échelle d'un bassin versant a été réalisé en partenariat avec le MATIS (IGN) grâce à un outil de classification d'image basé sur l'analyse de la radiométrie des matériaux à partir d'une photo aérienne.

Principaux résultats

Niveaux d'émissions

Les flux annuels émis par les différents matériaux testés sont rapportés sur la Figure 28 – les éléments ciblés par la directive cadre (Cd, Ni et Pb) ainsi que ceux dont les émissions dépassent 1 g. m^{-2} an^{-1} (Cu et Zn) sont mis en évidence en gras. Pour avoir un aperçu des émissions de l'ensemble des matériaux, toutes les émissions ont été ici exprimées en mg. m^{-2} an^{-1}, que les données aient été acquises sur des panneaux ou des gouttières. On constate que (1) en fonction du matériau, le niveau d'émission des différentes espèces est très variable, (2) certaines espèces peuvent être émises dans des quantités très importantes, de l'ordre de quelques g. m^{-2} an^{-1} – ces espèces correspondant à l'élément constitutif principal de l'alliage considéré.

Les émissions de métaux par les matériaux en Aluminium, en Acier Inoxydable et en Acier galvanisé prépeint sont très faibles comparées aux autres matériaux : à l'exception de l'aluminium, du fer et du zinc, aucune valeur n'excède les 3 mg. m^{-2} an^{-1}.
Les profils d'émissions des matériaux en Plomb neuf et ancien sont assez différents, tant en termes de nombre d'espèces que de quantités émises, toujours à l'avantage du matériau ancien. Les émissions de plomb sont également plus importantes pour le matériau ancien que pour le neuf, de 50% à Créteil et de 37% à Champs. Les émissions de plomb sont importantes, de l'ordre de la dizaine de grammes par mètre carré et par an : 7,2 à 7,6 g. m^{-2} an^{-1} pour le plomb neuf et 11,0 à 22,5 g. m^{-2} an^{-1} pour le plomb ancien. Ces valeurs sont nettement supérieures aux rares données trouvées dans la littérature : (Schultze-Rettmer 1995) a évalué de façon théorique des émissions de plomb de 1 à 4 $g.m^{-2}an^{-1}$, (Matthes et al. 2002) ont mesuré des émissions entre 2.9 et 4.1 $g.m^{-2}an^{-1}$.

Les émissions par les matériaux en Cuivre sont en revanche assez voisines en termes de profils pour les deux matériaux testés. Seules les quantités diffèrent, là encore à l'avantage du matériau ancien. Les émissions de cuivre par exemple sont beaucoup plus importantes pour le matériau ancien que pour le neuf, respectivement de 34% à Créteil et de 25% à Champs. Elles varient de 1,6 à 2,1 $g.m^{-2}an^{-1}$ pour le matériau neuf et de 2,1 à 3,6 $g.m^{-2}an^{-1}$ pour l'ancien. La littérature rapporte des émissions de cuivre comprises entre 0,35 (Leuenberger-Minger et al. 2002; Faller et Reiss 2005) et 1,7 (Odnevall Wallinder et al. 2000) $g.m^{-2}an^{-1}$ pour le cuivre neuf en milieu urbain ou péri-urbain et entre 1,7 (Sandberg et al. 2006) et 2,1 (He et al. 2001a) $g.m^{-2}an^{-1}$ pour un matériau ancien exposé dans le même type d'environnement.

Pour les matériaux en Zinc (zinc naturel, anthra-zinc, zinc naturel ancien) et en Acier galvanisé**,** il apparaît que le vieux zinc émet davantage d'espèces, et en plus grande quantité, que les autres matériaux. Cela s'explique à la fois par la qualité initiale de l'alliage, et par l'impact de l'exposition antérieure du matériau. La présence de Cd est à relier à la qualité initiale de l'alliage (changement de technique de purification du minerai à partir de 1982), le niveau important de plomb (environ 20 $mg.m^{-2}an^{-1}$) résulte vraisemblablement de l'émission de métaux capturés par la couche de patine durant l'exposition antérieure aux essais (exposition lors de l'utilisation massive d'essence plombée). Le zinc neuf émet très peu d'espèces et, en dehors de l'espèce zinc, les quantités relarguées sont extrêmement faibles (<1 $mg.m^{-2}an^{-1}$). L'acier galvanisé présente un profil d'émission similaire à celui du zinc neuf. L'Anthra-Zinc se différencie du profil du zinc neuf par l'émission en quantité non négligeable (5,5 à 6 mg. m^{-2} an^{-1} selon le site) de nickel. Cet élément est en effet utilisé dans le traitement de surface par phosphatation de l'Anthra-Zinc. Le nickel étant situé dans la couche de surface, on peut s'interroger sur la dynamique et la durabilité dans le temps des émissions de nickel. A l'échelle de nos 14 mois d'exposition, nous avons pu observer une diminution de 50% du ratio Ni / Zn dans le ruissellement des panneaux Anthra-Zinc entre la première et la dernière période d'exposition.

Les émissions de zinc par les matériaux en Zinc et en Acier galvanisé sont très importantes, de 1.9 à 4.5 $g.m^{-2}$ an^{-1} selon le matériau. Les plus fortes émissions sont mesurées pour le zinc naturel ancien, suivi du zinc naturel neuf. La différence entre le zinc neuf et ancien reste cependant modérée (environ 20% de plus pour l'ancien) et pourrait s'expliquer par la différence de qualité des alliages. Le traitement de surface du panneau en Anthra-zinc permet de réduire d'environ 40% les taux de ruissellement en zinc, par rapport au zinc neuf. Les émissions du zinc les plus, faibles sont mesurées pour l'acier galvanisé.

Hiérarchisation des matériaux au regard de leurs émissions métalliques

Les matériaux ont été hiérarchisés par rapport à leurs émissions en 5 espèces métalliques : Cd, Ni et Pb qui sont des polluants prioritaires de la Directive Cadre sur l'Eau, Cu et Zn qui sont

émis en très grandes quantités par certains matériaux. Un Indice de Contamination Métallique ICM a été défini : $ICM = \frac{[Cd]}{[Cd]_{ref}} + \frac{[Pb]}{[Pb]_{ref}} + \frac{[Ni]}{[Ni]_{ref}} + \frac{[Cu]}{[Cu]_{ref}} + \frac{[Zn]}{[Zn]_{ref}}$

Avec [X] : concentrations annuelles mesurées sur les bancs d'essais, et [X]$_{ref}$: valeurs seuil de concentration dans la norme environnementale considérée (SEQ-Eau. Système d'Evaluation de la Qualité des cours d'eau. Version 2 2003).

Sur la base de cet ICM (Figure 28), les matériaux les plus neutres au niveau de leurs émissions métalliques sont les matériaux à base d'aluminium, suivis par les aciers inoxydables et galvanisés prépeint. Viennent ensuite l'acier galvanisé et l'anthra-zinc, puis les zincs naturels neuf et ancien. Les matériaux neufs en plomb et cuivre arrivent alors, suivis par leurs homologuent anciens qui présentent des ICM plus fort du fait de leurs forts niveaux d'émissions.

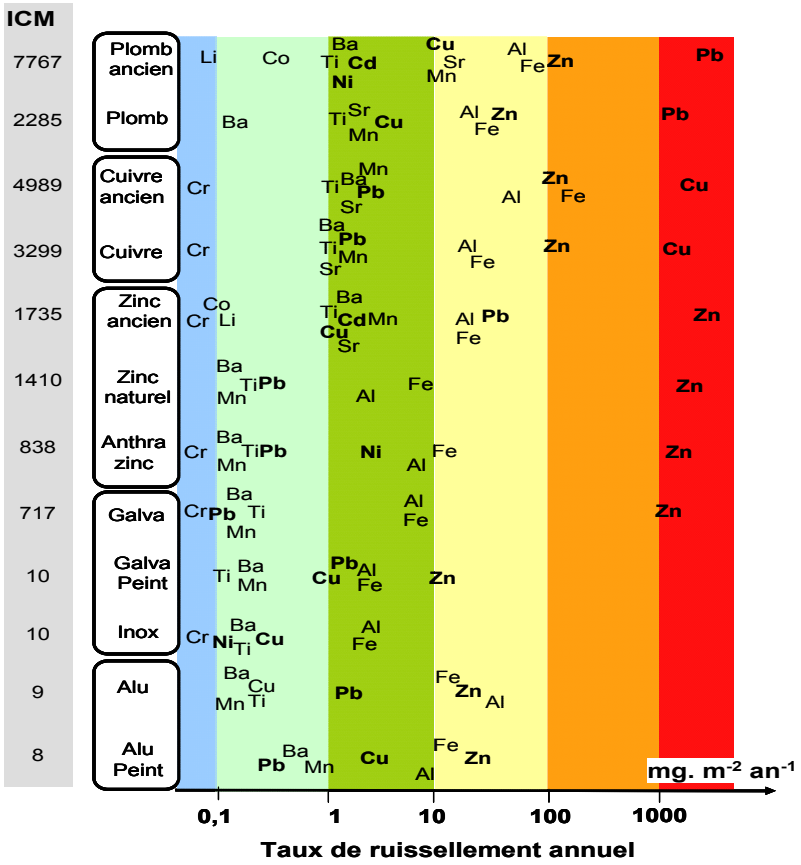


Figure 28 : Espèces émises par les différents matériaux, classés par famille.

Variabilité temporelle des émissions (Zn, Cu et Pb)

Des relations entre les émissions des espèces Zn par les matériaux zinc, Cu par les matériaux en cuivre et Pb par les matériaux en plomb ont été recherchées dans un objectif de modélisation des émissions à différentes échelles de temps. L'évolution temporelle des émissions au cours des 14 mois d'exposition diffère entre les trois métaux : alors que les concentrations de zinc et de cuivre fluctuent sans montrer de tendance à la baisse, les concentrations de plomb diminuent fortement au cours des trois premiers mois d'exposition puis se stabilisent.

Aucune corrélation n'a pu être mise en évidence entre les paramètres liés au niveau de pollution atmosphérique (NO2, SO2, O3) auquel sont exposés les matériaux et les émissions en métaux. La hauteur de pluie est apparue comme le paramètre le plus important pour déterminer le flux émis, ainsi que la durée d'exposition.

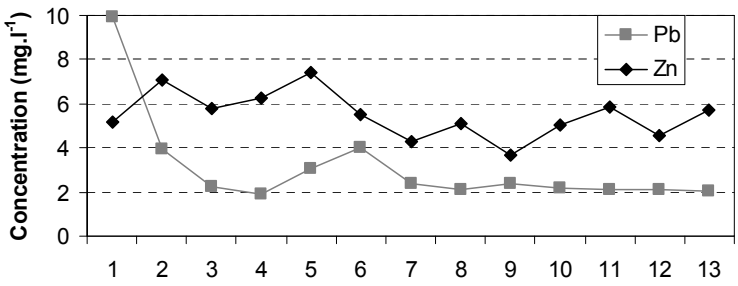


Figure 29: Evolution des concentrations en Zn et Pb durant les 14 mois d'exposition des bancs d'essai

Sur la base de ces observations, 3 modèles ont été testés pour évaluer la masses métalliques émises *Mi (g.m^{-2})* à partir de la durée de la période d'exposition T_i *(année)* et de la hauteur de pluie H_i *(mm)* précipitée. Le Tableau 6 synthétise les formulations utilisées dans chacun des 3 modèles et les valeurs des paramètres de calage. Les résultats des trois modèles sont comparés en Figure 30 aux masses mesurées sur les bancs au cours des 13 périodes d'exposition pour le zinc neuf et le plomb neuf, sur le site de Champs sur Marne.

	Modèle A	Modèle B	Modèle C
	$M_i = K_1 H_i$	$M_i = \left(K_2 + K_3 \frac{T_i}{H_i}\right) H_i$	$M_i = M_{stock\,i}\left(1 - \exp^{-K_4 {H_i}^{\alpha}}\right)$ $M_{stock_i} = K_5 T_i + (M_{stock_{i-1}} - M_{i-1})$
Zn	∅	K2=3,2.10^{-3} K3=1,20	K4=0.032 α=0.65 K5=8,66.10^{-3} Mo=0.7
Pb	K1 = 10,5.10^{-3}	K2=12,4.10^{-3} K3=-1,35	∅

Tableau 6 : modèles d'émission et valeurs des paramètres calés

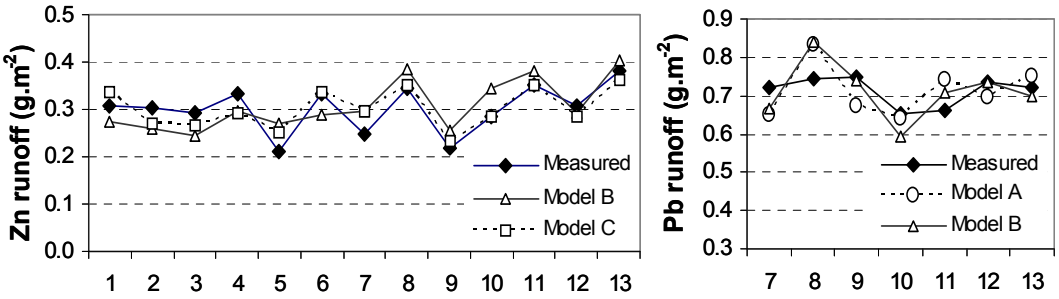


Figure 30: Comparaison entre les taux de ruissellement mesurés et simulées, pour les 13 périodes d'exposition. A gauche : banc en zinc naturel neuf, à droite banc en plomb neuf

Modèle A: modèle de concentration constante à un paramètre K1. Cette modélisation est adaptée au cas du plomb, après la première phase de stabilisation des concentrations.

Modèle B: modèle à deux paramètres K2 et K3 dans le quel la concentration est considérée proportionnelle au rapport T/H , T caractérisant l'accumulation du stock de produits de corrosion durant la période d'exposition et H caractérisant leur lessivage par la pluie. Il permet une meilleure reproduction des valeurs mesurées à l'échelle de la période de collecte mensuelle.

Modèle C: il associe un modèle d'accumulation linéaire des produits de corrosion au cours du temps et un modèle de lessivage/dissolution exponentiel durant la pluie. A la différence du modèle B, le modèle C prend en compte le stock de produits de corrosion restant sur la surface du matériau à la fin de l'événement pluvieux précédent. Ce modèle permet de modéliser de façon satisfaisante les fluctuations des émissions de zinc au cours des treize

périodes d'observation. Il nécessite cependant le calage de 4 paramètres, qui sont fonctions du matériau et du site d'exposition.

Variabilité spatiale des émissions de zinc par les matériaux en zinc

La question de la transposabilité des données acquises à l'échelle des bancs de 0.5 m^2 à un toit réel se pose. Le toit réel diffère du banc d'essai de part la longueur d'écoulement sur le pan de toiture qui peut atteindre plusieurs mètres et de part son inclinaison nettement supérieure à celle des bancs d'essai.

L'analyse de l'importance de la longueur d'écoulement, à partir du dispositif de 4 bancs « en flute de pan » couverts de zinc naturel neuf, a mis en évidence que ce paramètre n'influe pas sur les concentrations de zinc émises.

L'analyse des résultats obtenus sur les deux pyramides à 45° et 75° montre une augmentation des concentrations en zinc avec la pente de la pyramide. En effet, la concentration émise est fonction du rapport entre la masse de produits de corrosion lessivables entrant en contact avec la pluie (donc la surface de matériau mis en œuvre Smat) et le volume de pluie Veau, or Smat/Veau = 1/(Hcosθ) où θ est l'angle d'inclinaison du banc. Cette augmentation n'est cependant pas linéaire.

L'analyse des résultats obtenus sur l'ensemble des bancs en zinc naturel neuf montre que les masses de zinc émises à l'échelle annuelle par un rampant de zinc de pente θ et de surface projetée S_{proj} peut être modélisée par : $M = K \times H \times S_{proj} \times \left(\frac{1}{\cos(\theta)}\right)^{0,4055}$ (Équation 1)

où H est la hauteur de pluie et K un coefficient d'émission annuel dépendant du matériau (en $g.m^{-2}\ an^{-1}$).

L'incidence de l'inclinaison du toit peut être significative lorsque la pente excède les 50°. Pour les inclinaisons inférieures à 50°, l'incidence de l'inclinaison sur la masse émise est inférieure à 20%, et le modèle peut être simplifié sous la forme $M = K \times H \times S_{proj}$.

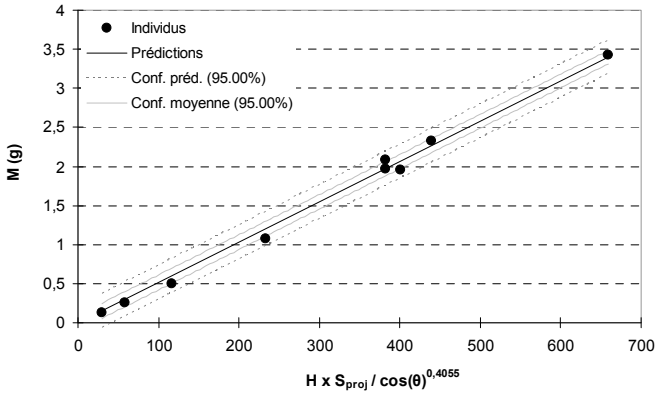


Figure 31: application du modèle d'émission annuel à l'ensemble des bancs en zinc naturel (3 bancs de 0.5 m2 a 5°, 4 bancs en « flute de pan » à 5°, pyramide à 45° et pyramide à 75°)

Validation des données d'émission à l'échelle de toits réels

Mises en évidence sur des maquettes présentant des surfaces projetées de 0,5 à 1,6 m^2, les règles de transposition des émissions métalliques à des échelles spatiales et temporelles différentes ont ensuite été validées en vrai grandeur sur des toitures réelles.

Les émissions d'un toit en anthra-zinc (S_{proj}=65,2 m^2, θ=30°) et d'un toit en tuile présentant des éléments d'étanchéité et d'évacuation des eaux de pluie en zinc ($S_{proj\ zinc}$=25,6 m^2) ont été mesurées sur une durée respectivement de 236 jours et 300 jours. Pour les émissions de zinc,

ces mesures ont été comparées aux résultats du modèle d'émission (Equation 1), mettant en évidence des différences inférieures à 10% entre la mesure et le modèle.
Les émissions de nickel par le toit en anthra-zinc ont également été modélisées : la différence avec les émissions mesurées est plus importante que pour le zinc, le modèle tendant à surestimer la masse de nickel émise. Cela est probablement en lien avec la différence d'âge entre le matériau mis en place sur le toit (environ 5 ans) et celui ayant servi à la modélisation (<1 an) et avec le fait que le nickel – utilisé dans la couche de traitement de surface de l'anthra-zinc – tend à s'épuiser dans le temps, au fil des lessivages successifs de la surface.
Le modèle d'émission de zinc a également été appliqué au cas d'une parcelle bâtie, présentant un toit en zinc d'une surface projetée de 555 m^2, cette fois-ci à des échelles de temps nettement plus petites. Sur cette parcelle, les eaux de ruissellement ont été collectées et analysées à l'échelle événementielle, lors de 5 événements pluvieux, correspondant à une hauteur totale précipitée de 54.8 mm. En somme des masses émises sur les 5 événements pluvieux, l'écart entre la mesure et la simulation via l'Equation 1 est inférieur à 5%.
Dans tous les cas, l'utilisation de la surface projetée pour la modélisation des émissions donne donc des résultats satisfaisants, ce qui est compatible avec la décision prise au début de cette étude d'utiliser des images aériennes pour la détermination des surfaces métalliques des toits à l'échelle d'un bassin versant ; les orthophotographies employées ne permettent d'avoir accès qu'à des surfaces projetées.
Par ailleurs, ce travail d'analyse des effets de longueur et d'inclinaison des panneaux sur les émissions n'a été effectué que sur les matériaux en zinc. Pour les autres familles de matériaux, il serait intéressant de réaliser d'autres expérimentations pour étendre les résultats obtenus sur le zinc naturel.

Articles de référence :
ROBERT-SAINTE P., GROMAIRE M.C., DE GOUVELLO B., SAAD M. & CHEBBO G. (2009). "Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale in Paris Conurbation." *Environmental Science & Technology*, 43(15), 5612-5618.

GROMAIRE, M. C., ROBERT-SAINTE, P., BRESSY, A., SAAD, M., DE GOUVELLO, B. & CHEBBO, G. (2011). Zn and Pb emissions from roofing materials - modelling and mass balance attempt at the scale of a small urban catchment. Water Science and Technology, 63, 2590-2597.

IV.1.2. Incidence des pratiques d'entretien des toitures en tuile sur la contamination des eaux de ruissellement (2008-2012; projet Qualico)

Contexte et objectifs

La contribution des matériaux du bâti à la contamination des eaux pluviales n'a été prise en compte qu'assez récemment, et l'état des connaissances sur ce sujet reste à ce jour très parcellaire. La plupart des travaux se sont focalisés sur les émissions de métaux, que cela soit par les matériaux de couverture (Karlen et al. 2001; Wallinder et al. 2001; Faller et Reiss 2005; Clark et al. 2008; Robert-Sainte et al. 2009), les bétons (Marion et al. 2005; Togero 2006; Takahashi et al. 2007) ou les peintures (Davis et Burns 1999). Si l'on excepte les travaux sur l'émission d'hydrocarbures par les matériaux bitumineux (Brandt et De Groot 2001; Kriech et al. 2002; Legret et al. 2005; Birgisdottir et al. 2007), la question des émissions de micropolluants organiques a été peu abordée. Au cours des dernières années cependant, en lien avec la directive biocide (DE 98/8/CE), des travaux de recherche se sont focalisés sur le lessivage de molécules biocides issues des bois de construction (Schoknecht et al. 2003; Miyauchi et Mori 2008) et des revêtements de façades (Bucheli et al. 1998; Jungnickel et al. 2008; Schoknecht et al. 2009; Burkhardt et al. 2012). Il est important de noter que ces travaux portent en général sur l'émission de molécules incluses dans la masse du matériau, et non sur des molécules épandues en surface du matériau durant sa vie en œuvre du fait des procédure d'entretien du bâti. Les rares travaux que nous ayons trouvés dans la littérature rejoignant la question du lessivage de produits d'entretiens épandus sur les surfaces bâties concernent le lessivage de pesticides épandus sur des surfaces en béton ou en bitume (Ramwell et al. 2002; Jiang et al. 2012; Thuyet et al. 2012).

La question de l'incidence des pratiques d'entretien des toitures et de leur incidence sur la qualité des eaux de ruissellement collectées en pied de gouttière a été au cœur de la thèse d'Antoine Van de Voorde (2012) (Direction G. Chebbo, co-direction M.C. Gromaire) soutenue en juin 2012. Cette thèse fait partie du projet QUALICO "Qualité et potentiel d'usage des eaux de ruissellement collectées sur les toitures des pavillons en Ile de France" que j'ai coordonné entre fin 2008 et début 2012.

Le projet QUALICO, financé par la Région Ile de France dans le cadre des appels à projet R2DS, et mené en collaboration entre le LEESU, le CSTB et Eau de Paris visait à établir un cadre de référence - du point de vue de la qualité physico-chimique et microbiologique des eaux - pour la collecte, le stockage et l'utilisation des eaux de ruissellement de toiture par les particuliers dans les zones pavillonnaires d'Ile de France. Il s'agissait de mieux cerner les risques et enjeux sanitaires éventuels liés à la diversité des usages des eaux de ruissellement de toiture par les particuliers, - l'accent étant mis en particulier sur l'incidence des pratiques de traitement des couvertures et des pratiques de maintenance et d'entretien des cuves sur la qualité chimique et microbiologique des eaux et leur aptitude à différents usages. QUALICO était articulé autour de 3 parties : 1) Panorama national et international sur les critères de qualité et niveaux de traitement requis pour différents usages de l'eau ; 2) Qualité physico-chimique des eaux collectées au pied des toitures ; 3) Evaluation de la qualité microbiologique de l'eau après collecte et stockage.

La thèse de Van de Voorde (2012), qui s'inscrivait dans la partie 2, visait plus particulièrement les objectifs suivants :
1. Caractériser des pratiques de traitements des toitures en France et des substances actives utilisées,
2. Évaluer expérimentalement l'ordre de grandeur des flux de benzalkonium (molécule biocide de la famille des ammoniums quaternaires utilisée dans les produits d'entretien des

toitures) émis dans les eaux de ruissellement des toitures traitées, identifier les principaux facteurs pouvant influencer le lessivage et initier une réflexion sur les processus en jeu,
3. Évaluer l'incidence potentielle de cette contamination en benzalkonium sur les usages de l'eau de ruissellement collectée à une échelle locale, et sur les flux exportés au milieu récepteur par un petit bassin versant résidentiel.

Méthodologie

Méthodologie générale

Cette thèse se caractérise par la diversité des approches méthodologiques mises en œuvre afin de répondre aux différents objectifs.

• Une recherche documentaire et des enquêtes en magasin ont permis de classifier les produits de traitement disponibles sur le marché ainsi que les molécules utilisées. Elle a été complétée par l'analyse des résultats d'une enquête menée auprès des professionnels du domaine afin de mieux cerner les pratiques de traitement. Un état des connaissances scientifiques sur les propriétés, les sources, la toxicité et la prévalence dans l'environnement de la principale molécule active utilisée dans les produits de traitement (le benzalkonium) a été dressé à partir de la littérature.

• Le protocole d'analyse du benzalkonium a été développé et validé au LEESU en collaboration avec Catherine Lorgeoux (ingénieur de recherche au Leesu jusqu'en juillet 2011), et les incertitudes d'analyse évaluées.

• La dynamique d'émission du benzalkonium dans les eaux de ruissellement après un traitement biocide de la toiture a été étudiée expérimentalement, en couplant des suivis sur bancs d'essai extérieurs en semi grandeur et des essais sur échantillons au laboratoire en condition de pluie simulée.

• A l'échelle locale, les concentrations en benzalkonium pouvant être observées dans une cuve de récupération des eaux pluviales ont été évaluée et leurs effets potentiels, notamment sur les végétaux, ont été discutés. Par ailleurs, les flux exportés à l'échelle d'un bassin versant pavillonnaire d'une centaine d'hectares drainé par un réseau séparatif ont été simulé sur la base d'une modélisation stochastique intégrant les résultats des enquêtes et celles des bancs d'essai. Ce modèle a été appliqué au cas du bassin versant de Sucy en Brie (94) pour le quel les concentrations et flux de BAC dans les eaux pluviales ont été également mesurées expérimentalement lors de trois événements pluvieux.

Bancs d'essais in-situ

12 bancs d'essais (Tableau 7 et Figure 32), constitués de mini-toitures en tuiles béton et terre cuite, de 1 m2 de surface projetée, ont été exposés en conditions météorologiques naturelles afin d'acquérir des valeurs de concentrations réalistes, extrapolables à une toiture réelle, sur une durée d'exposition de plus de un an. 4 types de tuiles (béton neuf et usagé, terre cuite neuve et usagée) ont été testées, sous 4 orientations d'exposition (Nord, Sud, Est, Ouest). 10 des douze bancs on subi un traitement biocide en début de période d'exposition, dans des conditions de dosage et de mise en œuvre du produit conformes aux recommandations de bonne pratique. Les deux autres bancs n'ont pas été traités et on servi de blancs. Les eaux de ruissellement de ces bancs ont été collectées et analysées immédiatement après la pluie pour 9 événements pluvieux répartis sur 13 mois d'exposition.

Tableau 7 : Tableau de synthèse des bancs d'essais mis en place

Matériaux	Epandage biocide	Etat de surface	Exposition	Désignation des bancs	Caractéristiques générales
Terre Cuite (TC) / Béton (Bét)	Non	Usagé	Sud	TCBlc, BétBlc (blancs)	Surface projetée : ~1 m²
	Oui	Usagé	Nord / Sud / Est / Ouest	TCN, TCS, TCE, TCO BétN, BétS, BétE, BétO	
	Oui	Neuf	Nord	TCNeuf, BétNeuf	Pente : 40°



Figure 32: bancs d'essais pour le suivi du lessivage du benzalkonium

Analyses en conditions de pluie simulée

Des essais au laboratoire, en conditions d'expositions et de précipitations contrôlées, ont été réalisés à l'échelle de la tuile dans le but d'étudier l'influence du dosage du produit, du type de matériaux de toiture utilisé et de l'intensité de la pluie sur les processus d'émission. 5 types de tuiles et 5 conditions d'épandage différents ont été testés suivant le plan d'expérience présenté en Tableau 8. Les essais ont été réalisés sous pluie simulée à une intensité constante de 5 mm/h ou 20 mm/h, et pour une hauteur de pluie cumulée totale de l'ordre 40 mm.

Le dispositif de simulation de pluie mis en œuvre au cours de cette thèse est un dispositif original, permettant de simuler de façon réaliste (intensités, taille de goutte, vitesse des gouttes, qualité des l'eau) des précipitations de faible période de retour, dans un espace réduit. Il s'appuie sur un générateur de gouttes à disque tournant de marque Sprai.

Tableau 8 : Plan d'expérience optimisé pour les tests au laboratoire

Intensité	5 mm/h				20 mm/h
Produit Référence du test	Algimouss ALX3	Casto' CAConc	Casto' CADil	Algimouss ALN	Algimouss ALN20
Masse épandue (g/m²)	21,7	4,3	3,1	7,2	7,2
Concentration de produit (g/L)	29,5	60,8	10,4	29,5	29,5
Volume épandu (mL/m²)	735	71	295	245	245
Béton Neuf	X	X	X	X	
Terre cuite naturelle	X	X	X	X	
Terre cuite siliconée	X	X	X	X	
Béton ancien				X	X
Terre cuite ancienne				X	X

Légende :

Etude matériau
Etude dosage
Etude intensité de pluie

Résultats

Les pratiques de traitement de toiture mises en œuvre en Ile de France

La première partie du travail a permis de mettre en évidence 4 grandes pratiques de traitement de toiture en France :
• le décrassage (pouvant être chimique mais le plus souvent couplé à une action mécanique) visant à éliminer les végétaux de surface les plus épais et les plus visibles,
• le traitement biocide pour lutter en profondeur contre le verdissement des tuiles (notamment par les mousses, lichens, algues et bactéries),
• l'imperméabilisation pour améliorer la résistance du matériau à l'humidification,
• la peinture pour redonner un aspect neuf et propre à une toiture ternie.

L'enquête auprès des professionnels et des particuliers a démontré la prévalence du traitement biocide "anti-mousses". Un référencement des produits de traitement disponibles sur le marché montre que ce marché est effectivement dominé par les produits de type produit biocide, dont l'offre est très vaste. Cependant, malgré la diversité des marques et produits disponibles au public, la composition des ces produits "anti-mousses" est peu variable. L'analyse des fiches de données sécurité indique qu'il s'agit presque toujours de solutions aqueuses de chlorure de benzalkonium. Le chlorure de benzalkonium est un ammonium quaternaire connu pour ses propriétés biocides, et dont la présence dans les eaux usées urbaines et dans les milieux aquatiques récepteur est avérée (Kummerer et al. 1997; Grillitsch et al. 2006; Martinez-Carballo et al. 2007; Martinez-Carballo et al. 2007; Sutterlin et al. 2007). Il s'agit d'une molécule toxique pour le milieux aquatiques (EC50poisson = 280 µg/l , EC50invertébrés= 5.9 µg/l, selon USEPA (2006)) et dont l'usage peut entraîner des irritations, des allergies et des asthmes chez l'homme (Preller et al. 1996; Hemery 2008).

Emission de benzalkonium dans les eaux de ruissellement des toitures traitées

Résultats des bancs d'essais

Les concentrations en benzalkonium mesurées dans les eaux de ruissellement des premières pluies suivant le traitement ont été extrêmement élevées: de 5 mg/L à 27 mg/L. Ces concentrations décroissent par la suite avec la hauteur de pluie cumulée, en suivant une loi de décroissance de premier ordre (Figure 33). Durant les 5 à 7 premiers mois d'émissions, les concentrations sont supérieures au LC50 des poissons. Après un an d'exposition, la concentration émission reste supérieure à la LC50 invertébré dans le cas des tuiles en béton.

Le matériau de toiture influence fortement la dynamique de lessivage. Les concentrations mesurées à l'aval des toitures terre cuite ont toujours été significativement inférieures (d'un facteur 4 à 5) à celles issues des toitures béton.

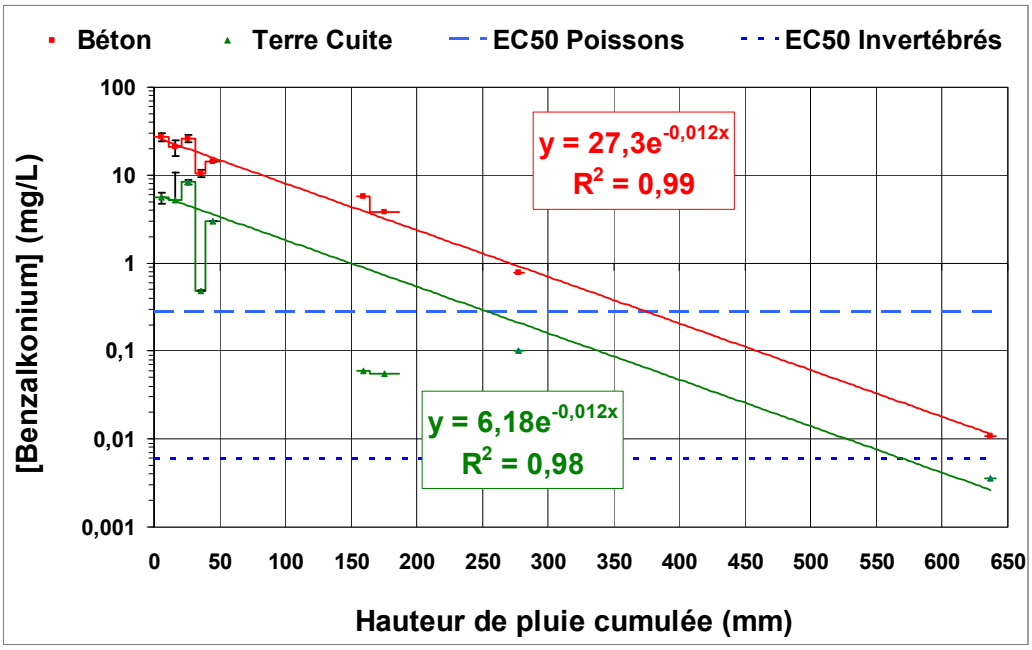


Figure 33: Evolution de la concentration en benzalkonium dans le ruissellement (somme dissous & particulaire, benzalkonium C12 et C14)

A l'échelle des bancs d'essais utilisés (~ 1 m² projeté), le flux de benzalkonium émis dans les eaux de ruissellement au cours de l'année qui suit le traitement est de l'ordre de 2000 mg pour les pans béton et 150 mg pour les pans terre cuite. La masse de benzalkonium résiduelle dans les tuiles a été mesurée au bout des 13 mois d'exposition. La masse restante est très faible par rapport à la masse épandue (0.5% pour les tuiles terre cuite et 2% pour les tuiles béton), indiquant une faible rémanence du traitement. De plus, le bilan de masse montre un important déficit entre la masse épandue et la somme des masses lessivées par la pluie et de la masse résiduelle. La masse épandue sur la toiture n'est donc que partiellement mobilisable par la pluie, en particulier dans le cas des tuiles en terre cuite (moins de 40% de stock mobilisable pour les tuile béton et moins de 4% pour les tuiles en terre cuite). Ces résultats suggèrent que le benzalkonium non mobilisable est en fait dégradé ; la principale hypothèse étant le rôle joué par les microorganismes présents à la surface de la toiture.

Tableau 9 : Résultats de l'extraction des tuiles des bancs d'essai

	Tuiles béton	Tuiles terre cuite
Masse épandue (mg)	5900 ± 300	
Masse lessivée par la pluie en 13 mois Min. - Moy. - Max. (mg)	980 - 1690 - 2540	65 - 150 - 300
Masse résiduelle dans les tuiles (mg)	122 ± 17	27 ± 15
% Benzalkonium mobiblisable	*25% à 38%*	*2% à 4%*

Résultats des analyses en conditions contrôlées
Au laboratoire, a été testée l'influence du matériau de toiture, du dosage de produit et de l'intensité de la pluie. Les conclusions sont synthétisées dans le Tableau 10.

• Effet du matériau et de l'état de surface de la tuile (Figure 34): Concernant le matériau, les résultats obtenus en conditions contrôlées confirment la plus forte émission de benzalkonium par les tuiles en bétons, comparativement aux tuiles terre cuite. Ils mettent également en évidence l'influence du traitement de surface de la tuile (plus ou moins imperméable, et de nature organique ou minéral) sur le lessivage du benzalkonium. Dans le cas des revêtements de surface imperméables, l'émission est plus élevée dans les premiers mm de pluie mais décroit très rapidement, tandis qu'elle se prolonge plus longtemps au cours du temps pour les matériaux présentant une plus forte absorption d'eau. Dans les 2 cas cependant, le lessivage a été très inférieur aux tuiles béton.

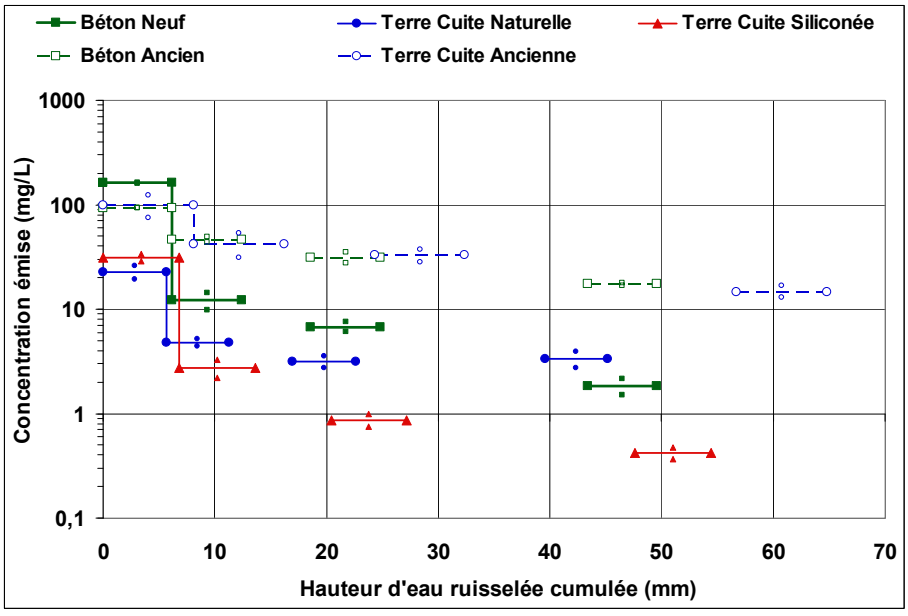


Figure 34 : Evolution de la concentration en benzalkonium lessivée pour différents matériaux et traitement de surface des tuiles

• Impact du dosage du produit: la quantité de biocide émise par les tuile en béton est quasi proportionnelle à la masse épandue, tandis que la masse de benzalkonium émise par les tuiles terre cuite naturelle parait indépendante de la dose épandue. Les tuiles siliconées peuvent émettre une quantité de benzalkonium variable selon les conditions d'épandage.

• Impact de l'intensité de la pluie: les résultats n'ont pas mis en évidence d'influence de l'intensité de pluie sur les concentration et masses lessivées.

Tableau 10 : Effets sur l'émission du benzalkonium des paramètres d'épandage et de l'intensité de la pluie

Matériau	Dose de produit épandue	Concentration du produit épandu	Intensité de pluie
Béton	O	O	N
Terre cuite naturelle	N	O/N	-
Terre cuite siliconée	O	O/N	-

Légende : O : effet important
O/N : très peu d'effet

Ce travail a été complété par une réflexion sur les processus d'émission en jeu. Un modèle en plusieurs boîtes, tenant compte des différents stocks de benzalkonium créés lors du traitement, et de leurs interactions a été proposé (Figure 35). Lors de l'épandage, différents types de stocks plus ou moins facilement mobilisables sont formés:

- M3: dépôt de surface non lié au matériau. Ce stock est émis rapidement (probablement par dissolution) en début de pluie, engendrant les fortes concentrations observées dans les premiers millimètres. Il concerne plus particulièrement les tuiles présentant une surface très imperméable, avec une très faible absorption d'eau, telles que les tuiles béton neuves et les tuiles en terre cuite siliconée.

- M4: benzalkonium adsorbé dans les végétaux / particules. Ce stock est négligeable dans le cas des tuiles neufs testées au labo mais important pour les tuiles anciennes testées sur les bancs d'essai extérieurs. Il est émis par érosion des particules par les gouttes de pluie et transport par la lame d'eau. Une désorption dans l'eau de ruissellement est également possible.

- M5 benzalkonium adsorbé en surface du matériau. 2 mécanismes de fixation sont possibles: par interactions électrostatiques (la molécule étant chargée), ou par interactions hydrophobe (par les groupements carbonés) - la formation de ce stock dépend de la composition de la tuile. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de ruissellement sont susceptibles d'influencer le lessivage de ce stock.

- M6 benzalkonium adsorbé en profondeur du matériau. Ce stock concerne surtout les matériaux présentant une importante absorption d'eau (terre cuite naturelle, béton ancien). Ce stock en profondeur peut être émis par diffusion lors des pluies de longue durée. Il peut également contribuer à la reformation du stock de surface à la fois lié et non lié au matériau, durant la phase de séchage après la pluie. Une fois que le support a entièrement sécher, la migration n'est plus possible, et les stocks sont figés jusqu'à la prochaine pluie.

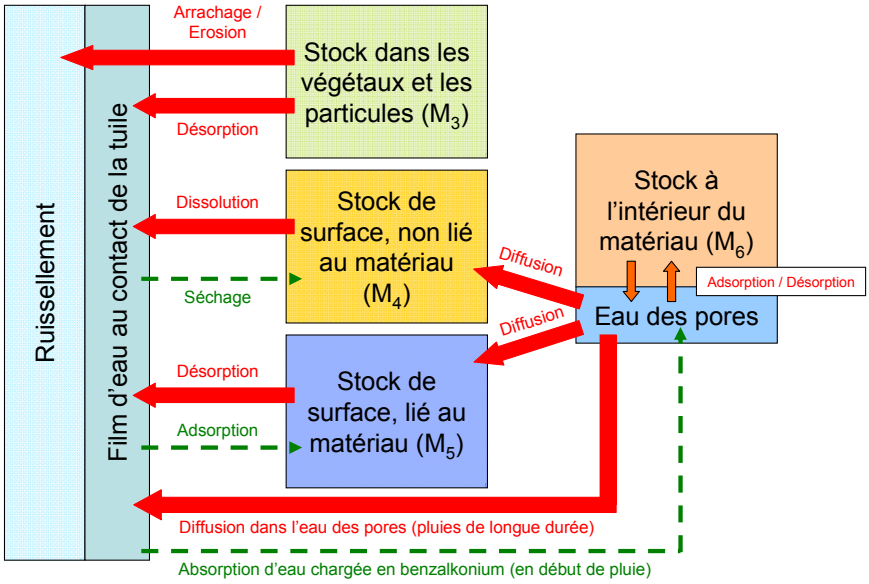


Figure 35 : Modèle de localisation et d'émission des stocks de benzalkonium sur les toitures traitées

Incidences potentielles de la contamination des eaux de ruissellement

- A l'échelle locale

Les tests menés sur des végétaux ont montré qu'il peut exister un effet corrosif de l'eau contaminée sur les feuilles. Ceci a été observé à des niveaux de concentration élevés (> 10 mg/L) mais observables lors des premiers millimètres de pluie. Sur l'homme, des effets irritants sont attendus pour des concentrations supérieures à 100 mg/L. Cette concentration est 4 fois supérieure à ce qui a été mesuré sur les bancs d'essais. Toutefois d'autres risques doivent être envisagés comme l'ingestion accidentelle ou les projections dans les yeux, en lien avec la mise en place de robinets de soutirage des eaux de collecte, placés à l'extérieur de l'habitation. Le rapport de la concentration sur le PNEC à l'échelle locale, très élevé (jusqu'à 10^6), a montré que l'eau de ruissellement collectée peut présenter un risque important sur l'environnement local.

- A l'échelle du bassin versant

Le modèle proposé permet de simuler les concentrations et flux émis dans les eaux pluviales d'un bassin versant sur une période de 6 ans, à un pas de temps mensuel. Ces flux sont calculés toit par toit, pour toutes les toitures en tuile du bassin versant. Le modèle comporte 4 modules: module de traitement, module de génération de la hauteur de pluie mensuel, module d'émission et module de calcul des flux à l'exutoire du bassin versant. Les pratiques de traitement et la pluviométrie ne sont pas connues de façon déterministe et seront décrites de manière probabiliste. Pour chaque toiture en tuile, l'occurrence ou non d'an traitement, la date du traitement et la masse épandue sont simulés sur la base des distributions de probabilité s'appuyant sur des résultats d'enquête auprès de particulier et de professionnels du traitement de toiture. Les masses émises mensuellement par chaque toiture sont calculées à partir des lois empiriques d'émission, établies sur la base des résultats expérimentaux: $M(h) = S.M_0\left(1 - e^{-h/h_1}\right)$, avec : h : hauteur de pluie cumulée; M_0: masse totale lessivable; h_1 : paramètre ajusté sur les résultats des bancs (81 mm pour le béton et 83 mm pour la terre cuite); S : surface de la toiture (m²). La masse Mo est prise proportionnelle à la masse

épandue pour les tuiles béton (Mo =0,29 x Mépandue) tandis que pour les toits en terre cuite elle est tirée dans une loi uniforme entre 300 et 500 mg/m^2.

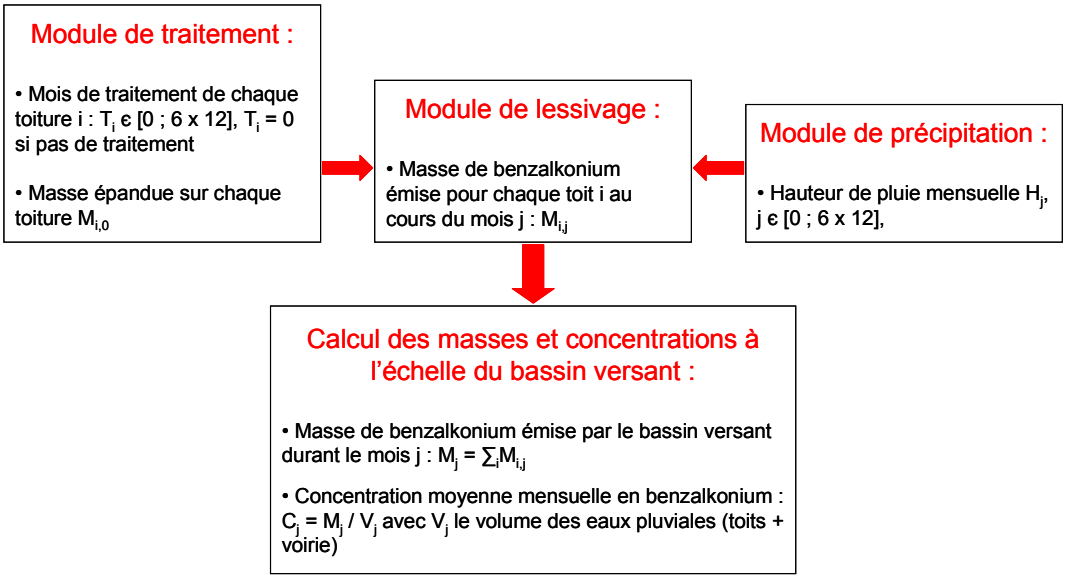


Figure 36 : Schéma synthétique des modules constitutifs du modèle

A l'exutoire du bassin versant étudié (BV résidentiel, en réseau séparatif, sur la commune de Sucy en Brie) les concentrations mesurées sur des échantillons réels ont été de l'ordre de 0,028 mg/L. Ces niveaux de concentrations ont été du même ordre de grandeur que ceux qui ont été calculés par le modèle proposé. D'après les résultats de la modélisation, les masses annuelles émises dans l'environnement sont comprises entre 0,125 et 1,25 kg/ha imperméabilisé selon le scénario de traitement et la répartition des matériaux. Ces résultats d'émission montrent que le rejet d'eau pluviale peut contribuer de façon significative aux flux de benzalkonium émis dans les milieux aquatiques, des effets toxiques sont possibles dans le cas ou ce milieu récepteur ne permet pas un facteur de dilution important (plan d'eau ou petit ru). L'analyse de la sensibilité a montré qu'il est indispensable pour améliorer la précision du modèle de préciser la répartition des matériaux au sein du bassin versant, ainsi que de mieux appréhender la diffusion de la pratique de traitement chez les particuliers.

Article de référence :
VAN-DE-VOORDE A., LORGEOUX C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2012). "Analysis of quaternary ammonium compounds in urban stormwater samples." *Environmental Pollution, 164, 150-157.*

IV.2. Gestion des eaux de ruissellement à l'amont des bassins versants

IV.2.1. Flux de micropolluants dans les eaux pluviales urbaines. Effet de différents modes de gestion des eaux pluviales (2006 – 2010)

Contexte et objectifs

Les connaissances sur la contamination en micropolluants des eaux pluviales en amont du réseau, restent encore relativement parcellaires. Des travaux de caractérisation des eaux pluviales ont été menés à l'échelle de bassins versants d'occupations du sol variées (Saget 1994; Rossi 1998; Pitt et Maestre 2005), ou se sont intéressés au ruissellement de certains types de surfaces, comme les toitures (Förster 1999; Gromaire et al. 2002; Clark et al. 2008) ou les chaussées (Gromaire-Mertz et al. 1999; Legret et Pagotto 1999; Lau et Stenstrom 2005). Cependant, si un grand nombre de données est accessible pour les paramètres globaux, les métaux traces et les hydrocarbures, il existait au démarrage de la phase 3 d'OPUR peu d'information sur les autres micropolluants organiques notamment ceux ciblés par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (2000/60/CE).

Plusieurs programmes de recherche ont été menés en France (Lamprea Maldonado 2009; Zgheib 2009; Becouze-Lareure 2010) et en Europe (Baun et al. 2006; Eriksson et al. 2007; Birch et al. 2011), entre 2003 et 2010, sur la prévalence des substances prioritaires dans les eaux pluviales urbaines, à l'aval des réseaux séparatifs. La tendance en hydrologie urbaine étant de gérer les eaux pluviales de plus en plus en amont, la question de la contamination ou non des eaux de ruissellement dès l'amont et de l'incidence de l'échelle spatiale du bassin versant et des transferts en réseau sur les niveaux de contamination se posait également. Il s'agit en effet de déterminer si, compte tenu des niveaux de contamination en micropolluants, il est préférable de gérer ces eaux dès l'amont ou de les rejeter dans de grands réseaux, et d'autre part d'évaluer si elles nécessitent un traitement dans le cas où elles sont gérées localement.

Des études sur le fonctionnement des techniques de gestion à la source des eaux de ruissellement ont montré qu'elles pouvaient réduire les volumes d'eau rejetés, retarder la réponse des bassins versants, réduire les vitesses d'écoulement et augmenter le temps de séjour de l'eau dans les ouvrages (Daligault et al. 2001; Scholes et al. 2003; Jefferies et al. 2004). Or en modifiant le cheminement de l'eau, ce type de gestion est également susceptible d'avoir un effet important sur les flux polluants véhiculés par les eaux pluviales et rejetés dans les milieux récepteurs. Des effets épuratoires ont été mis en évidence à l'échelle de l'ouvrage pour quelques types de techniques alternatives (Pagotto et al. 2000; Jefferies et al. 2004) – Cependant, avant 2006, l'effet global de systèmes alternatifs de gestion des eaux pluviales, conçus initialement dans un objectif de régulation hydraulique, n'a jamais été réellement documenté en termes de maîtrise des flux polluants.

Dans ce cadre, les objectifs de la thèse d'Adèle Bressy (2010) (Direction G. Chebbo, co-direction M.C. Gromaire) ont été :

- D'une part de contribuer à l'étude de la dynamique des contaminants des eaux pluviales d'un bassin versant urbain : en évaluant la présence de micropolluants de la DCE, leurs voies d'introduction, et en analysant les effets d'échelle (comparaison des niveaux de contamination amont / aval du réseau d'assainissement) ;

- Et d'autre part d'évaluer l'impact du mode de gestion des eaux pluviales : en mettant en évidence les impacts sur les flux d'eau et de contaminants de l'utilisation de techniques alternatives par rapport à un réseau séparatif classique et en étudiant le devenir des contaminants dans les ouvrages.

Méthodologie

Dispositif expérimental

La thèse d'Adèle Bressy s'est appuyée sur la mise en place de quatre petits bassins versants expérimentaux d'environ un hectare, situés à proximité immédiate les uns des autres.

Le site d'étude retenu est le quartier résidentiel dense du Clos St Vincent, à Noisy-le-Grand (93). Ce quartier s'est urbanisé de façon planifiée, sur une période de 10 ans et présente de ce fait un urbanisme homogène mais une diversité des modes et techniques de gestion des eaux pluviales, liée à l'évolution des pratiques de gestion des EP entre le début et la fin de l'urbanisation. La zone la plus ancienne est assainie par un réseau séparatif classique et a servi de référence, tandis que les zones plus récentes sont équipées de solutions alternatives (stockages enterrés, noues, espaces inondables) pour respecter un débit de fuite limité à 10 l/s/ha. Ces techniques alternatives sont représentatives des solutions utilisées en France d'après Martin *et al.* (2007).

Un bassin versant assaini par un réseau d'assainissement séparatif conventionnel (BV Référence) a été comparé à 3 bassins versants équipés de techniques alternatives dont les débits de fuite sont limités à 10 l/s/ha:
- BV Nord, dont les eaux pluviales sont stockées dans une canalisation enterrée pour les pluies courantes, et débordent sur une noue et un parking inondable pour les pluies exceptionnelles,
- BV Jardin dont les eaux pluviales sont stockées dans un jardin public inondable,
- BV Sud dont la gestion des eaux pluviales est intégrée à l'urbanisme et associe différents types d'ouvrages de stockage : cuve enterrée pour une parcelle privative, noues, placette inondable enherbée.

Les flux d'eau et de contaminants issus de ces 4 bassin versants ont été suivis sur une période de 18 mois, au cours de la quelle 6 à 11 événements pluvieux ont été échantillonnés analysés en termes de matières en suspension (MES), demande chimique en oxygène (DCO), carbone organique (COT), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), polychlorobiphényles (PCB), alkylphénols (AP) et métaux traces (cuivre (Cu), plomb (Pb) et zinc (Zn)). Ces familles de substances ont été choisies car ce sont des polluants caractéristiques de l'activité humaine, dont les propriétés physico chimiques et les avancées dans la réglementation sont différentes.
Les voies d'introduction de l'eau et des contaminants ont également été suivies. La pluviométrie et les retombées atmosphériques totales ont été mesurées sur le toit d'un bâtiment public situé dans la zone. Le ruissellement d'une parcelle bâtie et d'une portion de voirie ont été étudiés sur le BV Référence.

Méthodologie de comparaison entre sites

La comparaison directe des flux d'eau et de contaminants entre le site de référence et les sites munis de techniques alternatives est délicate car ces sites présentent des différences de ventilation de surfaces entre voiries, bâtiments et jardins. Or ces surfaces n'ont pas le même coefficient de ruissellement et ne produisent pas les mêmes quantités de polluants.

Par conséquent, des fonctions de production d'eau et de contaminants, propres à chacune des surfaces, ont été développées pour le bassin versant Référence avant d'être appliquées aux trois bassins versants régulés. La figure 1 synthétise cette méthodologie et les paragraphes suivant donnent les principes de base de chaque modèle.

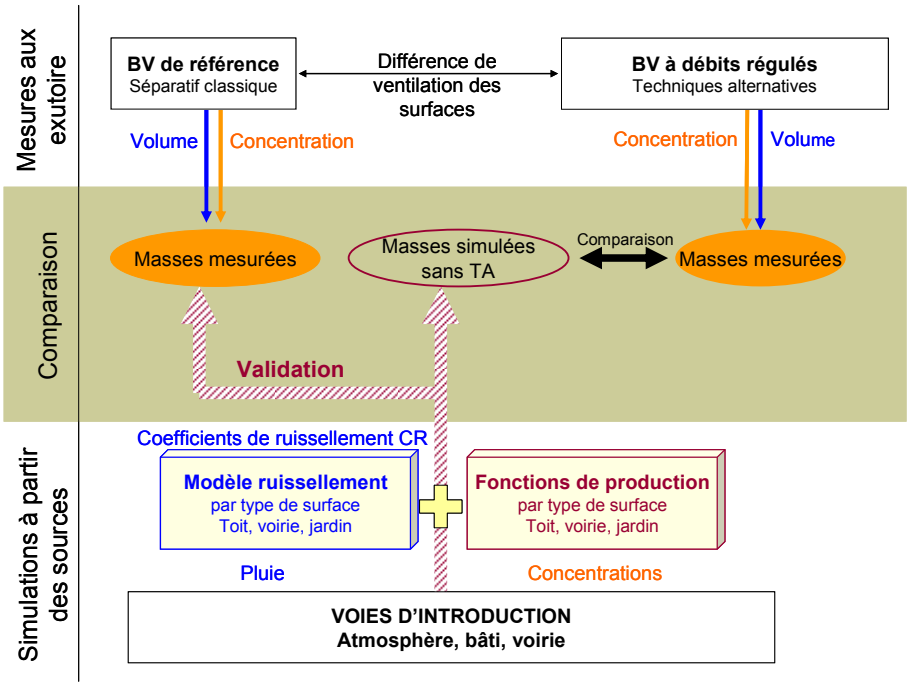


Figure 1 : Schéma explicatif des fonctions de production

Modèle de ruissellement. Un modèle de ruissellement basé sur un schéma à pertes initiales variables et coefficients de ruissellement (Berthier et al. 2001) a été appliqué aux trois types de surfaces : les toits, les voiries et les jardins. Les 5 paramètres du modèle ont été calés sur les douze mois de données pluie/débit du bassin versant Référence.
À l'échelle annuelle, ce modèle est satisfaisant (écart de 0,1 % entre le volume annuel mesuré et simulé) car il donne d'assez bons résultats pour les événements importants en hauteur d'eau, qui produisent la majorité du volume annuel (60 % des événements ont une erreur inférieure à ±30 % et représentent 80 % de la hauteur annuelle). En volume cumulé sur les 5 à 9 événements pluvieux échantillonnés pour les différents paramètres polluants, les erreurs entre modèle et mesure sont comprises entre -6 % et +19 %.

Fonctions de production de contaminants. L'objectif était de simuler la production de contaminants que l'on observerait si les bassins versants étaient assainis par un réseau séparatif classique. Pour se faire, des fonctions de production de contaminants ont été établies sur la base de bilans de masse entre les mesures à l'exutoire de Référence et les mesures dans les voies d'introduction (retombées atmosphériques, ruissellement d'une parcelle bâtie et ruissellement d'une voirie). Le principe est de comparer la masse mesurée à l'exutoire $M_{mesurée} = C_{exutoire} \times V$ (où $C_{exutoire}$ est la concentration mesurée à l'exutoire du bassin versant et V le volume mesuré), avec la masse simulée $M_{simulée} = \Sigma_{sources}(C_{source} \times H \times CR_{source} \times S_{source})$ (où H est la hauteur de pluie, et pour chaque source : C est la concentration mesurée dans cette source, CR le coefficient de ruissellement de la surface correspondant à cette source, et S l'aire de la surface). Pour les métaux traces émis par les matériaux de couverture, les modèles de corrosion (Robert-Sainte 2009) ont été utilisés après validation (Gromaire et al. 2011).

Afin de ne pas surestimer les masses simulées, et donc de ne pas surévaluer l'effet des techniques alternatives lors de la comparaison aux masses mesurées, la masse simulée a été

volontairement minimisée en émettant des hypothèses basses sur les concentrations des voies d'introduction et sur les volumes ruisselés. Ces hypothèses dépendent de la famille de contaminant considérée et sont décrites dans (Bressy 2010).

Le Tableau 11 permet de comparer, pour le bassin de calage/validation Référence, la masse mesurée à la masse simulée en somme des événements échantillonnés (donnés dans le tableau II). Les valeurs simulées sont dans l'incertitude de la valeur mesurée (incertitude sur les mesures du volume d'eau et de la concentration).

Tableau 11 *: Validation des fonctions de production (t pour fraction totale et d pour dissoute)*

Paramètre	Mesuré	Simulé
MES (kg)	15,2 ± 1,5	15,4
COT (g)	2,08 ± 0,21	3,65
COD (g)	1,16 ± 0,12	1,38
PCBt (µg)	994 ± 99	992
PCBd (µg)	615 ± 92	695
HAPt (mg)	467 ± 42	434
HAPd (mg)	36,6 ± 2,9	34,9

Paramètre	Mesuré	Simulé
NPt (mg)	204 ± 18	202
NPd (mg)	142 ± 15	141
OPt (mg)	12,2 ± 1,3	11,7
OPd (mg)	8,51 ± 1,1	8,23
Cu (g)	4,5 ± 0,51	4,2
Zn (g)	146 ± 16	150

Résultats

Évaluation de la contamination des eaux pluviales à l'amont du réseau

Cette évaluation s'est appuyée sur l'échantillonnage de 25 événements pluvieux entre février 2008 et mai 2009, effectués à l'aval du bassin versant de référence assaini par un réseau séparatif strict et dans les voies d'introduction (retombées atmosphériques totales, ruissellement d'une parcelle bâtie et d'une portion de voirie). De plus un balayage ciblé de 69 substances organiques (méthodologie d'après (Zgheib 2009) a été effectué sur 7 échantillons (retombées atmosphériques et eaux pluviales) par un laboratoire prestataire.

La présence d'un certain nombre de substances classées prioritaires par la DCE (2000/60/CE) a été mise en évidence dans les eaux pluviales du bassin versant (HAP, nonylphénols, octylphénols, phtalates, plomb). D'autres contaminants ont également été quantifiés (PCB, cuivre, zinc, métaldéhyde, diuron, isoproturon, glyphosate, AMPA, dieldrine et atrazine). Et d'autres substances prioritaires ont été recherchées mais pas détectées (mercure, organoétains, COHV, chlorobenzènes, PBDE). Pour certaines, il n'est cependant pas possible de conclure quant à l'impact du rejet des eaux pluviales sur le milieu récepteur, étant donné que les limites de quantification du laboratoire prestataire sont supérieures aux normes de qualité environnementales (NQE).

Les concentrations mesurées sur ce petit bassin versant sont résumées en figure 1 et ont été comparées à celles mesurées à l'aval du réseau séparatif (Zgheib 2009). Elles apparaissent faibles par rapport à ce qui a été trouvé dans la littérature pour des bassins versants plus grands. Pour les MES, la DCO, les NP et les HAP, les concentrations mesurées dans les eaux pluviales de notre bassin versant amont correspondent aux valeurs les plus faibles mesurées à l'aval des réseaux séparatifs. Pour les PCB, les OP, le cuivre et le plomb, les concentrations mesurées à l'amont sont systématiquement inférieures aux plus faibles valeurs mesurées à l'aval. Cette contamination reste cependant significative pour certains micropolluants qui ont été mesurés au dessus des NQE : HAP, NP, métaux traces. Pour le zinc, nos concentrations sont même 2 à 3 fois plus élevées que celles mesurées à l'aval des réseaux d'assainissement.

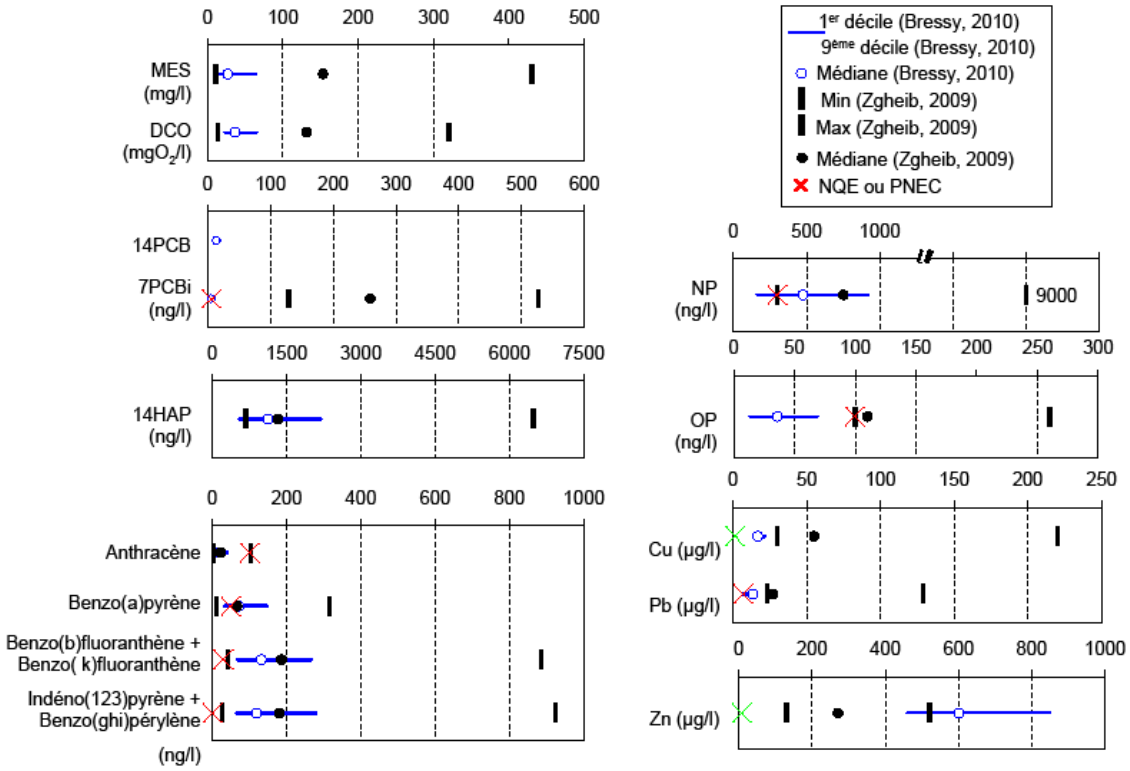


Figure 37 *: Comparaison des gammes de concentrations mesurées dans les eaux pluviales d'un bassin versant amont (Bressy, 2010) et à l'aval du réseau séparatif (Zgheib, 2009)*

Compte tenu de ces résultats, une gestion des eaux pluviales au plus près de leur source semble préférable. Elle permet d'évacuer localement (vers le sous sol ou à défaut, vers un milieu aquatique superficiel) des eaux peu contaminées en évitant leur mélange avec des eaux plus chargées et leur contamination au cours du transport dans des réseaux dont la parfaite séparativité reste utopique. Elle permet, pour certaines surfaces urbaines très émettrices, de traiter à la source des volumes limités d'eaux plus chargées, en adaptant le traitement au type d'effluent. Cette situation pourrait être rencontrée dans le cas d'épandage de pesticides, d'usage de matériaux émettant des contaminants (biocides, plastifiants, métaux etc.), ou de fort trafic automobile.

Par ailleurs, la contamination des eaux pluviales est généralement considérée comme majoritairement particulaire. Si ce résultat est vérifié à l'aval des réseaux séparatif, il n'en est pas de même pour les eaux de ruissellement à l'amont : certains paramètres restent essentiellement particulaires (HAP, Pb), d'autres sont répartis entre les deux fractions (COT, PCB, Cu) ou sont majoritairement dissous (Zn, AP). Les traitements par décantation risquent donc d'être peu efficaces pour certains micropolluants et le choix des dispositifs de traitement devra être adapté à l'échelle de gestion et au type de contaminant visé.

Impacts hydrauliques de la gestion amont

L'étude des chroniques de débits aux exutoires de chaque site, et un bilan à l'échelle annuelle ont mis en évidence des effets hydrauliques importants de la gestion à l'amont, effets qui varient avec le type de système mis en place.

À l'échelle de l'événement. L'effet de la régulation des rejets sur les pluies courantes est mis en évidence sur la figure 2, représentant la distribution des débits maximum par événement pluvieux (Q_{max} en l/s/ha) sur les 12 mois de la période d'étude. L'utilisation des systèmes de régulation permet de lisser les variations de la pluie en écrêtant les pointes de débit (d'un facteur 1 à 25 suivant les sites et les événements considérés) et en étalant les rejets dans le temps (de quelques heures pour des événements fréquents, à 20 h pour un événement de période de retour supérieure à 1 an). Cet impact est observé sur toutes les pluies, même les pluies courantes dont le débit n'atteint pas les débits nominaux de 10 l/s/ha des régulateurs, mais il est d'autant plus grand que la pluie est importante. L'écrêtement et la rétention des pluies faibles dépendent cependant fortement du type de régulation mise en place, ceci est illustré en Figure 38 par un comportement du bassin versant Sud très différent des bassins versants Nord et Jardin.

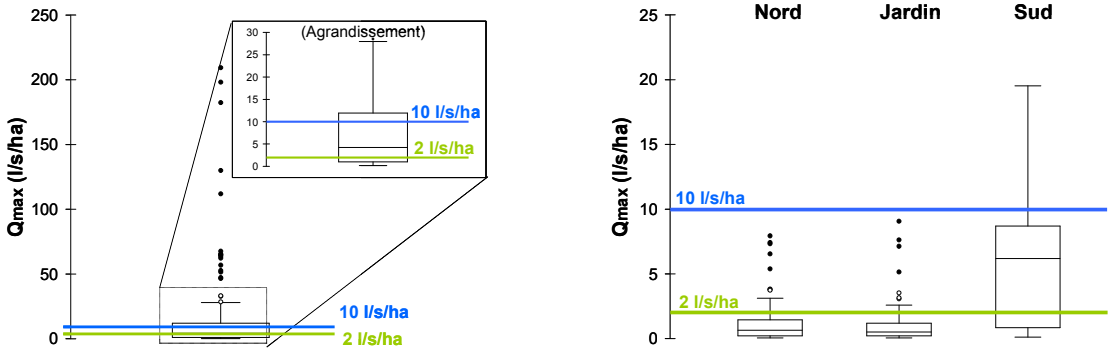


Figure 38 : Distribution des Qmax suivant les systèmes de régulation

À l'échelle annuelle. La comparaison entre les volumes annuels mesurés à l'aval des bassins versants et les volumes annuels simulés par le modèle de ruissellement dans le cas d'un assainissement séparatif classique, met en évidence une très nette réduction des volumes en présence de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales. L'abattement du volume de ruissellement annuel ($(V_{simulé}-V_{mesuré})/V_{simulé}$) est évalué à 43 % sur le BV Nord, 54 % sur le BV Jardin et 55 % sur le BV Sud. Cette perte de volume est d'une part due à des pertes initiales (mouillage des surfaces, stockage dans les dépressions) plus importantes que sur un site classique: cheminements hydrauliques plus longs, pentes faibles dans les zones inondables, volumes morts dans certains ouvrages. D'autre part les pertes continues sont augmentées par le ruissellement et/ou le stockage sur des sols perméables et végétalisés (toiture végétalisée, noues végétalisées, bande engazonnée, zones de stockage enherbées) ce qui permet d'augmenter la rétention de l'eau dans les substrats, l'infiltration et l'évapotranspiration après la pluie.

Tableau 12 : Comparaison entre les coefficients de ruissellement annuels mesurés à l'aval des quatre bassins versants (CRmesurés (± l'incertitude sur la mesure de la pluie et du débit), et les coefficients de ruissellement annuels simulés pour un réseau séparatif classique (CRsimulé sans TA)

	Référence	Nord	Jardin	Sud
$CR_{mesuré}$	0,72 ± 0,086	0,40 ± 0,048	0,16 ± 0,019	0,29 ± 0,035
$CR_{simulé}$ sans TA	0,71	0,69	0,34	0,64

Impact sur les masses et concentrations de contaminants rejetés

La comparaison entre les masses mesurées à l'aval des bassins versants munis de TA et les masses simulées sans TA par le modèle décrit précédemment a mis en évidence une réduction

importante des masses de contaminants dans les eaux pluviales gérées de façon alternative (voir figure 3 sur l'exemple d'un des trois bassins versants en rejets limités). Cet abattement varie entre 20 % et 80 % de la masse émise selon le site d'étude et le polluant considéré. Pour les stockages enterrés (BV Nord) cet abattement est important pour les polluants particulaires (MES, contaminants liés aux particules) qui sont sensibles à la décantation, et moindre pour les contaminants dissous (sauf le zinc) qui peuvent se fixer sur les ouvrages ou les dépôts. Dans le cas du stockage en zone perméable végétalisée (BV Jardin), les abattements les plus importants concernent les polluants dissous. L'abattement du zinc est particulièrement important. Sa fixation sur les dépôts et les sols a été supposée car il est essentiellement introduit dans les eaux pluviales sous forme dissoute (corrosion des matériaux de toiture) et a une affinité importante pour la matière organique.

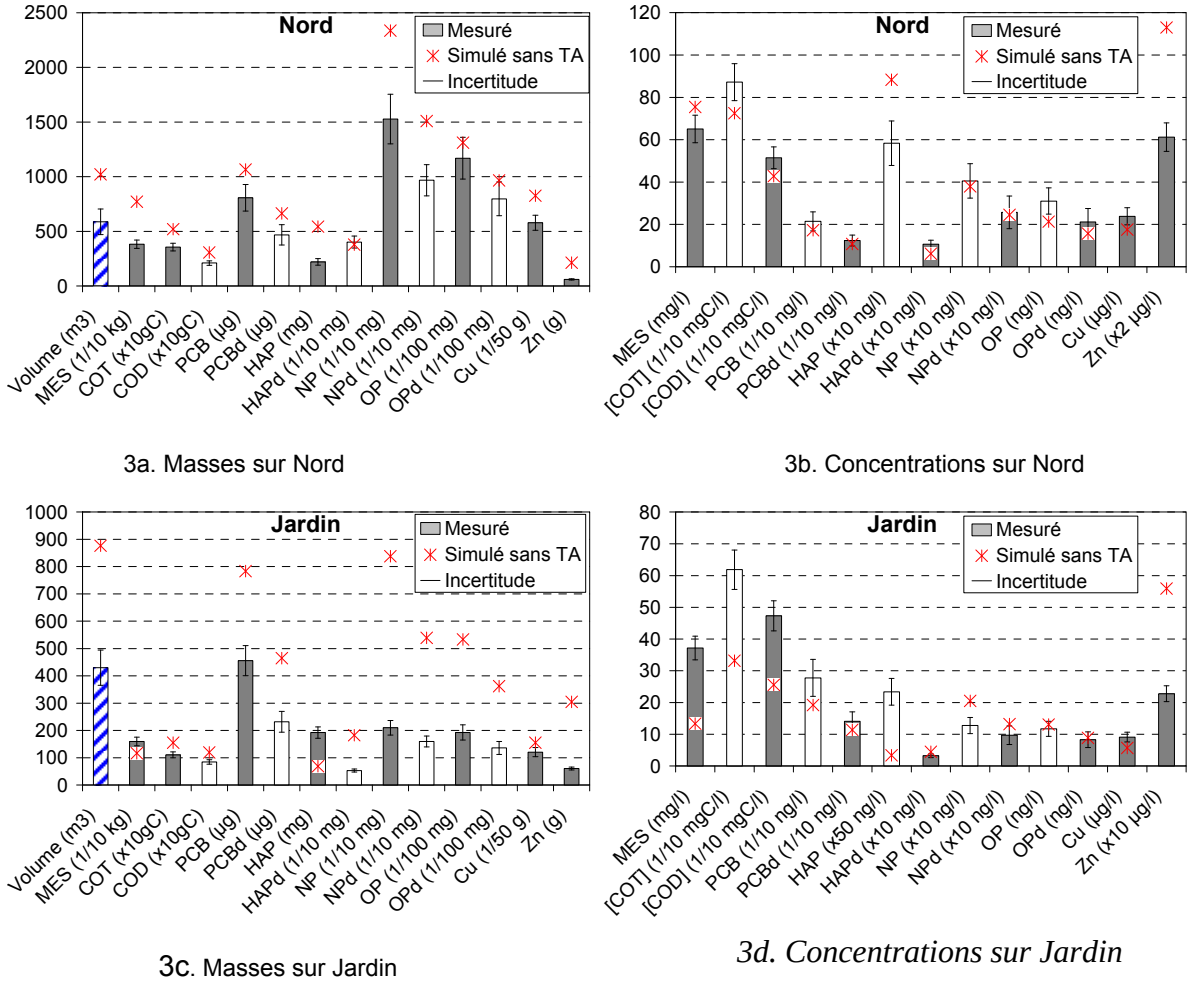


Figure 39 : Comparaison des masses et concentrations mesurées à l'aval des BV et simulées sans techniques alternatives

Il est important de noter que ces résultats ne mettent pas systématiquement en évidence un « effet épuratoire » au sens classique du terme (réduction des concentrations) mais un effet global de réduction des masses rejetées. Les abattements en masse sont fortement liés aux pertes de volumes d'eau, les contaminants étant piégés en même temps que l'eau, et ils ne se traduisent pas forcément par une diminution de la concentration du rejet. Lors des pertes d'eau par mouillage des surfaces, évaporation, évapotranspiration ou infiltration, les polluants sont retenus par décantation/dépôt dans les volumes morts, filtration/adsorption dans les sols et infiltration dans le sous-sol. Des phénomènes de piégeage (photolyse, évaporation, biodégradation) peuvent ensuite avoir lieu à long terme après la pluie. Il semble également que le temps de séjour joue sur l'abattement des contaminants. L'étude hydraulique a en effet

montré que le ralentissement de l'eau est plus faible sur le bassin versant Sud, et c'est celui qui présente les taux d'abattement les plus faibles.

L'abattement est donc très lié aux effets hydrauliques : l'augmentation des pertes initiales et continues limite le transfert des contaminants vers l'aval et l'augmentation des temps de séjour favorise les phénomènes de décantation et d'adsorption des substances. Le niveau d'abattement dépend des propriétés physiques et chimiques des substances considérées ainsi que de la nature de l'ouvrage de rétention et de son fonctionnement hydrologique.

Etude des stocks de contaminants

L'étude des stocks de contaminants dans les ouvrages montre que les dépôts sont peu contaminés, notamment par rapport aux sédiments de réseaux unitaires, et ne nécessitent pas de traitement particulier. De plus, nous avons montré que le stockage des eaux pluviales dans un jardin public, après 10 ans de fonctionnement, n'a induit aucune contamination visible des sols.

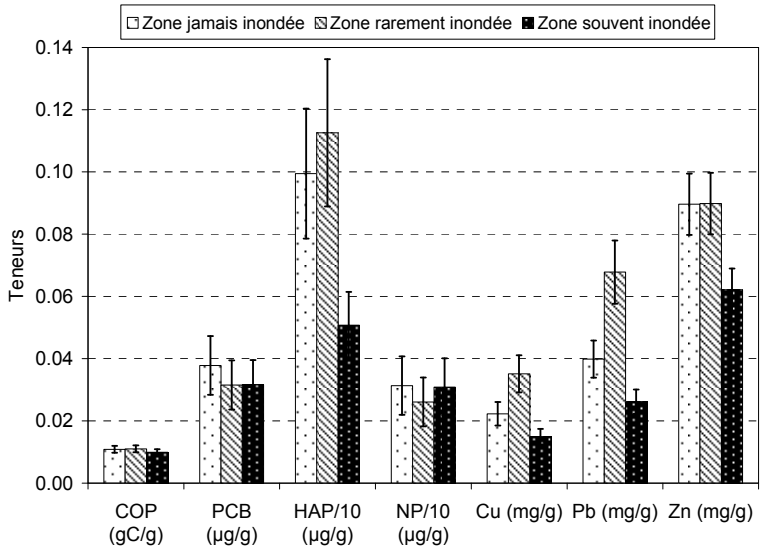


Figure 40: teneurs en contaminants dans le sol du jardin inondable

Articles de référence :

BRESSY, A., GROMAIRE, M. C., LORGEOUX, C., SAAD, M., LEROY, F. & CHEBBO, G. (2011). Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. Water Research, 46 (20), 6799 - 6810

BRESSY, A., GROMAIRE, M. C., LORGEOUX, C., SAAD, M., LEROY, F. & CHEBBO, G. (2011). Incidence des modes alternatifs de gestion des eaux de ruissellement sur les flux d'eau et de contaminants. TSM, 4, 37-49.

IV.2.2. Les toitures végétalisées, source ou puis de contamination des eaux de ruissellement (2010 - 2012; projet TVGEP)

Contexte et objectifs du projet

La végétalisation des toitures est encore peu répandue en France mais connaît depuis quelques années un fort développement. Le marché français annuel des toitures végétalisées a été estimé à plus de 1 millions de m^2 pour l'année 2010, chiffre en constante progression (source ADIVET). En Allemagne (leader mondial), 14 millions de m^2 ont été construit en 2007, à ce jour 12% des nouvelles toitures terrasses construites sont végétalisées. C'est la technique de la toiture terrasse végétalisée extensive qui, en raison de sa faible surcharge pondérale associée, connait la plus forte progression.

Végétaliser les toitures offre a priori de nombreux effets bénéfiques pour l'environnement urbain et la qualité de vie des citadins (Lasalle 2008), tant au niveau du bâtiment (amélioration des isolations thermique et acoustique et de la durabilité de l'étanchéité de la toiture) qu'à l'échelle de la ville (amélioration de la qualité de l'air et l'esthétique paysager, réduction de l'îlot de chaleur urbain, accroissement de la biodiversité urbaine...). La végétalisation des toitures est également perçue comme un outil de maîtrise à la source des eaux de ruissellement (Gendreau et al. 2007) et suscite de ce fait un intérêt croissant de la part des acteurs de la gestion des eaux pluviales. La construction de TTV fait l'objet à ce titre de mécanismes d'aide financière de la part de certaines collectivités locales (Agence de l'Eau Seine-Normandie, CG92, Conseil régional d'Ile de France) ; les TTV sont aussi inscrites dans des Plans Locaux d'Urbanisme comme technique de référence (villes de Suresnes, Paris, Grenoble par exemple).

Les travaux scientifiques sur le comportement hydrique des TTV se sont surtout centrés sur la quantité d'eau ruisselée à l'exutoire de toitures expérimentales. Elles mettent en avant une réduction du volume de ruissellement de l'ordre de 50% par an - réduction qui est cependant très variable au cours de l'année en fonction de la saison et des antécédents pluvieux, L'incidence des toitures végétalisées sur la qualité des eaux de ruissellement est à ce jour assez peu documentée. Bien que des études aient déjà été menées sur ce sujet (Berndtsson et al. 2006; Teemusk et Mander 2007; Berndtsson et al. 2009), les résultats obtenus restent très partiels en terme de spectre de contaminants pris en compte (essentiellement matières azotées et phosphorées, le carbone organique, et les matières en suspensions). Ces recherches ont mis en évidence le rôle de puits d'azote des toitures végétalisées mais montrent également assez systématiquement des émissions de carbone organique dissous et de phosphore. La toiture végétalisée peut donc jouer un rôle de puits et de filtre vis-à-vis des contaminants issus des retombées atmosphériques, mais aussi se comporter comme une source de certains contaminants par lessivage des matériaux qui la constituent et par lessivage des substrats. L'importance de l'interception des flux atmosphériques, et le rôle respectif de la structure poreuse et des végétaux dans ce processus, ne sont que très peu documentés dans le cas des micropolluants organiques et métalliques (Vander Linden 2008). Pour ce qui est des émissions par les matériaux, il est difficile dans la littérature de distinguer ce qui est propre aux toitures végétalisées et ce qui concerne plus largement les toits terrasses (Bucheli et al. 1998).

Le projet TVGEP (appel d'offre RGCU – C2D2, projet coordonné par le CSTB et mené en partenariat entre le CETE Ile de France, le CSTB et le LEESU avec la participation de l'ADIVET et de la Direction de l'Eau du département des Hauts de Seine) vise à évaluer, dans une perspective opérationnelle, l'intérêt des toitures terrasses végétalisées extensives

(TTV) pour la gestion quantitative et qualitative des eaux pluviales, en identifiant leurs atouts et leurs limites tant à l'échelle de la parcelle qu'à l'échelle de la ville.

La partie 3 du projet, que je coordonne, concerne l'incidence de la végétalisation des toitures sur la contamination des eaux de ruissellement. Elle vise d'une part à mieux cerner les risques d'émission de contaminants dans les eaux de ruissellement par les matériaux constitutifs des TTV et d'autre part à mieux quantifier l'effet de filtration des contaminants d'origine atmosphérique par la structure de végétalisation. Ce travail est en cours de réalisation au LEESU en collaboration avec Martin Seidl (chargé de recherche contractuel), Katerine Lampréa (post-doctorante) et des étudiants en master 2.

Méthodologie et premiers résultats des recherches en cours

Nos recherches s'appuient en grande part sur le suivi in situ de la qualité des eaux de ruissellement du banc test de toitures végétalisées mis en place sur le site du CETE Ile de France (Ramier et al., 2011). Ce banc (Figure 41), implanté sur le toit terrasse d'un bâtiment préexistant, comporte 8 compartiments (21 m^2 et 35 m^2) avec différents revêtements : 1 étanchéité bitumineuse autoprotégée nue, 1 étanchéité bitumineuse gravillonnée, 1 structure de végétalisation extensive non plantée (drainage PSE + géotextile + 3 cm de substrat), 2 structures de végétalisation extensive plantées de sédum (drainage PSE ou pouzzolane + géotextile + 3 cm de substrat), 3 structures de végétalisation semi-intensives (15 cm de substrat) correspondant à 2 types de substrats différents et 2 types de végétaux (sedum, sédum + graminées).

Les eaux de ruissellement issues de ces 8 toitures ainsi que les retombées atmosphériques totales sont collectées en vue de leur analyse chimique. Les paramètres analysés comportent des contaminants dont la source est purement atmosphérique et d'autres potentiellement émis par les matériaux. Ils comprennent des paramètres globaux de caractérisation des eaux (MES, COD, COP, pH, turbidité, SUVA), la composition ionique (notamment NO3-, NH4+, PO43-), les nutriments (Ntotal et Ptotal) des métaux (Zn, Pb, Cu), trois familles de micropolluants organiques (HAP, alkylphénols, bisphénol A) et une sélection de biocides (mécoprop notamment). Ces contaminants sont analysés en phase dissoute et particulaire.

La campagne d'échantillonnage est actuellement en cours.

Figure 41: banc d'essai de toitures végétalisées mis en place dans le cadre du projet TGVEP au CETE Ile de France



En 2011, une première caractérisation des eaux de ruissellement de trois bancs de toitures (1 étanchéité autoprotégée nue, 1 végétalisation extensive, 1 végétalisation semi-intensive) existants sur le site du CSTB de Champs sur Marne a été réalisée afin de tester la procédure

expérimentale et de fournir de premiers résultats. Les résultats montrent une nette augmentation de la turbidité, de la conductivité et des concentrations en matières organiques, en azote et en phosphore après percolation dans la couche de végétalisation. L'effet de la végétalisation sur les flux émis est cependant très variable en fonction de l'état d'humidité initial de la toiture : ainsi la toiture végétalisée se comporte comme un filtre, avec des flux ruisselés quasi nul, lorsque le substrat est sec (périodes de faible antécédent pluvieux et forte évapotranspiration) et comme une source significative de nutriments durant les périodes plus pluvieuses.

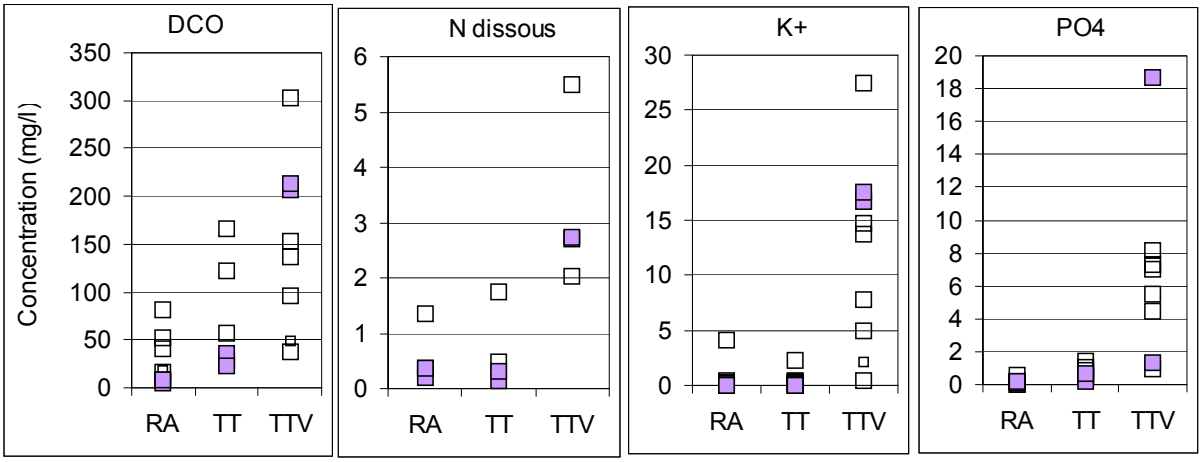


Figure 42: comparaison des concentrations mesurées dans les retombées atmosphériques totales (RA), dans les eaux ruissellement de la toiture terrasse non végétalisée (TT) et dans les eaux de ruissellement de la toiture végétalisée (TTV) des bancs CSTB

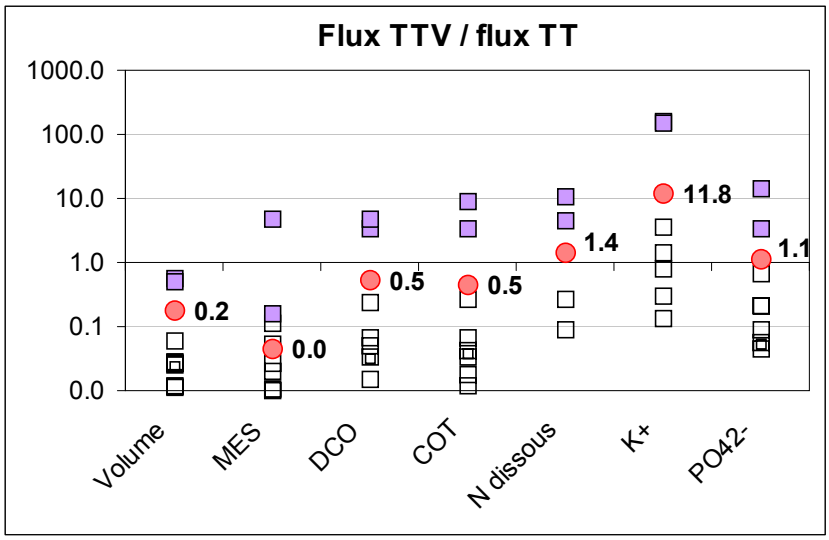
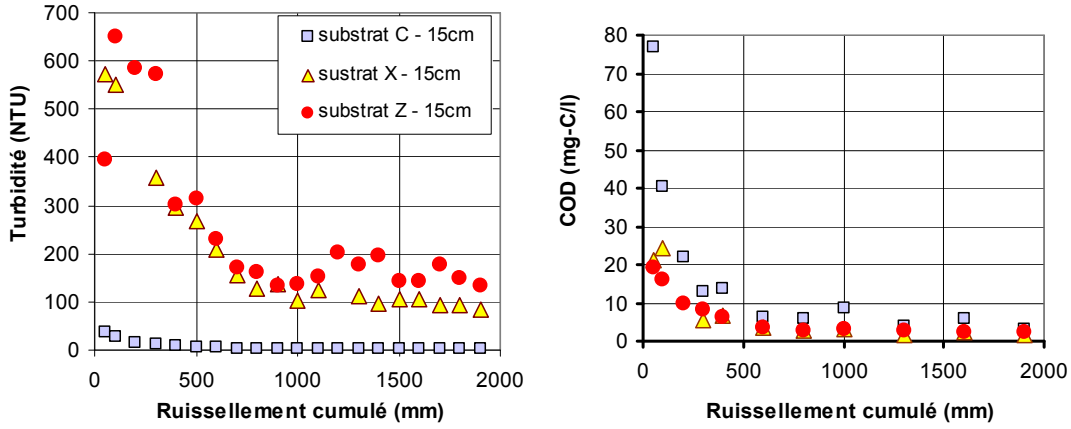


Figure 43: rapport entre les flux mesuré pour une même pluie à l'aval de la TTV et à l'aval de la toiture terrasse classique. En blanc: précipitation durant une période sèche, en violet: précipitation durant une période à forte pluviométrie, points rouge: en somme des 8 événements étudiés

Par ailleurs, un travail de caractérisation des risques d'émission de contaminants par les matériaux constitutifs de la structure est mené. Il s'appuie tout d'abord sur l'identification et la classification des différents types de matériaux mis en œuvre sur les TTV et plus globalement sur les toits terrasses (matériaux d'étanchéité, de drainage, filtres et substrats).

Les dynamiques de lessivage de nutriments et de matière organique par les substrats de végétalisation ont été étudiées en 2011 lors d'essais accélérés en colonnes, sous pluie simulée. Ils mettent en évidence des différences importantes de comportement en fonction de la nature du substrat (Figure 44). Des tests de lixiviation sur éprouvettes de matériaux d'étanchéité et de drainage sont prévus en 2012 pour quantifier les émissions de certains contaminants organiques (alkylphénols et bisphénol A).

Figure 44: évolution de la turbidité et du carbone organique dissous dans le ruissellement issu de trois substrats de végétalisation différents, sous conditions de pluie simulée



V. Perspectives de recherche

Entre 2001 et 2011, ma contribution au programme OPUR3 m'a permis d'aborder les questions de l'émission de certains contaminants par des matériaux urbains et des possibilités de gestion de ces contaminants au plus près de la source. Au delà de la contribution scientifique apportée à la connaissance de ces phénomènes, ces premières actions de recherche ont également dévoilé l'ampleur des questionnements de recherche pouvant être liés à ce champ d'investigation et l'état relativement limité des connaissances actuelles.

Au cours de la prochaine décennie, j'envisage d'organiser mes activités autour de trois axes de recherche: caractérisation du potentiel d'émission de micropolluants par les matériaux et consommables urbains, modélisation des flux émis dans les eaux de ruissellement à l'échelle d'un bassin versant, gestion à la source de la contamination des eaux pluviales

Dans le cadre de la phase 4 du projet OPUR, qui démarrera fin 2012, mon projet est de centrer mes activités de recherche plus particulièrement sur la problématique de la maîtrise à la source de la contamination des eaux de ruissellement urbaines. C'est donc cette dernière partie que je vais le plus développer ici.

V.1. Contamination du ruissellement par les matériaux et consommables urbains - analyse des processus et modélisation des flux à émis à l'échelle du bassin versant

V.1.1. Caractérisation du potentiel émissif des matériaux et consommables urbains

Dans le cadre de la phase 3 d'OPUR, nos travaux concernant les émissions par les matériaux urbains ont essentiellement porté sur les émissions métalliques par les matériaux de couverture métallique. Ils ont permis de quantifier les émissions unitaires pour les matériaux les plus courants dans le contexte de la région Ile de France, et sont complémentaires à d'autres travaux menés à l'étranger, notamment en Suède (Bertling et al. 2006) et en Suisse (Faller et Reiss 2005). Ces travaux de caractérisation des émissions métalliques par les matériaux du bâti vont se poursuivre au cours d'OPUR4 au travers d'une collaboration avec le CSTB, dans le cadre du Grand Equipement AQUASIM situé à Nantes (Action 2.1 du projet OPUR4, pilotage B. de Gouvello, G. Bulteau, MC Gromaire). Dans la continuité du projet TOITEAU, il s'agit de quantifier de manière systématique les émissions d'un panel de matériaux complémentaires à ceux traités durant la thèse de Pauline Robert (nouveaux matériaux se développant sur le marché notamment) au travers de protocoles d'essais menés en conditions réelles ou contrôlées, de préciser l'effet des conditions d'exposition du matériau sur le toit (en rampant, en noue, en gouttière...) sur les flux émis et de modéliser les émissions à l'échelle d'une toiture réelle.

La question des émissions de molécules organiques par le bâti a été abordée dans OPUR3 au travers de la question des biocides épandus pour le traitement anti-mousse des toitures en mousse (thèse A. Van de Voorde). Il s'agit cependant d'un champs d'investigation très large, peu exploré jusqu'à présent, et répondant à une problématique susceptible de ce développer fortement dans les années à venir. En effet, la formulation des matériaux urbains tend à devenir de plus en plus complexe et fait souvent appel à l'adjonction de molécules organiques de synthèse pour améliorer certaines propriétés du matériau (retardateurs de flamme,

plastifiants), augmenter sa longévité (antioxydants, stabilisateurs thermiques, stabilisateurs UV) ou faciliter sa mise en œuvre (surfactants). Les micropolluants organiques susceptibles d'être émis à l'état de trace dans les eaux de ruissellement de ces matériaux sont ainsi très divers, insuffisamment identifiés jusqu'à présent et dépassent largement la seule catégorie des biocides.

Le Leesu développe depuis plusieurs années, au travers des programmes OPUR mais aussi Piren-Seine, des recherches visant à mieux cerner les flux et transferts de certains micropolluants organiques (notamment HAP, alkylphénols, bisphénol A, PBDE) dans les bassins versants urbains, et leur contribution à la contamination des milieux récepteurs. Dans ce cadre, a été initié en 2011 le travail de post doctorat de Katerine Lamprea (encadrement MC Gromaire). Ce travail de recherche, qui s'inscrit dans les projets INOGEV (projet ANR Ville Durable 2010-2013) et TVGEP (projet RGCU C2D2) vise à caractériser le potentiel d'émission de deux de ces familles de micropolluants (les alkylphénols et le bisphénol A) par les matériaux et consommables urbains. Il porte en particulier sur les matériaux du bâtiment (béton, PVC, polycarbonate, membranes d'étanchéité bitumineuses) et de la route (béton, bitume), ainsi que les matériaux et consommables automobiles (carrosserie, pneumatiques, carburants, huiles, liquides automobiles). Il s'appuie en premier lieu sur un important travail de recherche bibliographique et d'enquête auprès des professionnels. Cette recherche souligne la difficulté qu'il y a à obtenir des données précises et fiables sur la composition des matériaux et consommables urbains. Leur formulation fait l'objet d'un secret de fabrication que les fabricants ne souhaitent généralement pas dévoiler. Les molécules étudiées sont généralement présentes à l'état de traces, et de ce fait n'apparaissent pas dans les documents tels que les fiches de données de sécurité. Enfin, les formulations peuvent être très variables d'un produit à l'autre et de nombreuses alternatives existent aux molécules recherchées. Afin d'identifier la présence ou non de ces molécules dans les matériaux, et leur potentiel de transfert dans l'eau, des essais de lixiviation dans du méthanol et dans de l'eau ont été engagés. Ce type d'approche ne permet pas directement de quantifier les concentrations ou masses susceptibles d'être émises dans le ruissellement mais d'identifier les matériaux "à risque", de les hiérarchiser en fonction de leur potentiel d'émission, d'évaluer la variabilité de ce potentiel au sein d'une même famille de produit. En complément, des essais sous pluie simulée sont prévus pour une sélection de matériaux, afin de quantifier les ordres de grandeur des concentrations et des flux émis dans les eaux de ruissellement.

Ce travail se base sur la recherche ciblée de certaines molécules. Cependant, compte tenu de la très grande diversité des molécules en jeu, et de l'apparition continuelle de nouveaux composés de synthèse, le développement d'une nouvelle approche analytique permettant un screening qualitatif non ciblé des micropolluants parait nécessaire. De telle approches ont déjà été développées (Krauss et al. 2010) pour d'autres types d'échantillons environnementaux, notamment en milieu marin (Weigel et al. 2001; Serrano et al. 2011). La mise en place d'une telle méthode de screening suppose cependant un travail de développement analytique long et complexe, nécessitant des compétences pointues en chimie analytique. Le développement d'une telle capacité de screening au Leesu, et la construction de collaborations avec des laboratoires partenaires, fait partie des projets de recherche à moyen terme d'Adèle Bressy (CR2 ENPC/Leesu). Il devrait permettre, sur un terme plus long, d'ici 4 à 5 ans, de poursuivre les travaux engagés sur le potentiel émissif des matériaux urbains, avec un champ d'investigation élargi. Dans ce cadre, des collaborations avec des laboratoires spécialisés en science des matériaux devront également être envisagées.

V.1.2. Modélisation et hiérarchisation des émissions à l'échelle du bassin versant

Les travaux à petite échelle précédemment cités permettent d'identifier et de hiérarchiser les matériaux / produits de consommation impliqués dans les émissions de contaminants, de quantifier des flux d'émissions unitaires (flux par m^2 pour les matériaux de construction, ou par km parcouru pour les consommables automobiles) et de développer dans certains cas des modèles d'émissions permettant de quantifier l'émission unitaire à différentes échelles de temps, en fonction des conditions environnementales et pluviométriques. L'évaluation des émissions à l'échelle d'un bassin versant ou d'une zone urbaine nécessite d'inclure ces données d'émission unitaire dans un modèle de type source-flux, permettant de quantifier les flux émis dans les eaux de ruissellement par l'ensemble des surfaces urbaines de la zone considérée, à une échelle de temps donnée. Ce type de modèle global est nécessaire pour évaluer la contribution respective de différentes sources à l'échelle urbaine, d'identifier les sources principales, et ainsi être en mesure de définir des priorités en matière de maîtrise des émissions et d'orienter les actions de préventions. Pour ce type d'évaluation, une approche de modélisation non dynamique, à une échelle de temps relativement longue de type annuelle peut s'avérer satisfaisante. On pourra s'appuyer sur des méthodologies de type SFA (substance flow analysis), en les adaptant au cas des eaux de ruissellement. Une telle approche a déjà été développée dans le cas des métaux (Seelsaen et al. 2007; Chevre et al. 2011) ainsi que pour l'évaluation des flux d'alkylphénols et de phtalates sur un bassin versant expérimental en Suède (Bjorklund 2010). L'analyse proposée gagnerait cependant à être enrichie / mise à jour par des données plus conséquentes, plus récentes, et adaptées au cas français pour ce qui est des émissions unitaires, et testée sur d'autres bassins versants correspondant à une diversité d'occupation du sol.

Une approche dynamique est également à envisager, afin de caractériser les flux à l'échelle de l'événement pluvieux et d'analyser sa variabilité temporelle. L'échelle événementielle correspond en effet à l'échelle d'acquisition de données expérimentales à l'exutoire des bassins versants - la mesure en continue de la qualité des eaux n'étant à ce jour pas possible pour les micropolluants. Il s'agit d'une échelle d'approche permettant un travail de calage et de validation du modèle flux/source. Il existe peu d'exemples de modèles dynamiques de type flux-source appliqués aux émissions de contaminants dans les eaux pluviales urbaines. Le modèle de référence pour ce type d'application est le modèle Sewsys, développé au cours de la thèse de doctorat de S. Ahlman (2006) et également utilisé par (Bjorklund et al. 2011) pour la modélisation des flux d'alkylphénols et de phtalates.

L'une des principales difficultés dans l'application de ce type de modèle flux-source tient dans l'évaluation correcte du nombre "d'unités" émettrices (par exemple surface des matériaux émetteurs, km parcourus par les véhicules, surface soumise à des pratiques de traitement biocides etc.). Ainsi, dans le cas des métaux, les émissions unitaires pas m^2 de matériaux métalliques sont relativement bien connues, il est revanche assez difficile d'évaluer les surfaces de ces métaux en jeu sur un bassin versant. Une première tentative de quantification des surfaces métalliques par analyse spectrale à partir de photographies aériennes, couplées à des données SIG d'occupation du sol, a été réalisée dans le cadre de la thèse de P. Robert et se poursuit actuellement dans la thèse d'Emna Sellamie (direction G. Chebbo, co-direction B. de Gouvello, co-encadrement MC Gromaire). Ce type d'approche offre des perspectives intéressantes pour la quantification des surfaces de rampant métallique mais ne permet pas d'évaluer les surfaces métalliques liées aux éléments accessoires de la toiture: étanchéité, noues, système d'évacuation des eaux, couverture des lucarnes et chiens assis. Ces éléments représentent pourtant dans certains types de construction les principales surfaces métalliques en jeu et peuvent contribuer de façon très significative à la contamination des eaux de

ruissellement (Gromaire et al. 2011). Pour ces éléments, une approche différente est sans doute à développer, basée sur un travail d'enquête, d'étude du marché, et d'analyse statistique des données. De telles approches statistiques sont également à envisager pour la quantification des surfaces de matériaux émetteurs de micropolluants organiques, comme les PVC ou les polycarbonates. Les premiers essais de modélisation à l'échelle du bassin versant des émissions de benzalkonium réalisées dans le cadre de la thèse de A. Van de Voorde (2012) soulignent par ailleurs l'importance d'une meilleure connaissance d'une part des pratiques d'épandage par les populations et d'autre part d'une identification relativement précise des matériaux de couverture (dans ce cas précis la distinction entre les tuiles en béton et celles en terre cuite). Là encore de nouvelles approches sont à développer, à la fois sur des aspects sociologiques, pour la caractérisation des pratiques, et des aspects urbanistiques, pour l'acquisition de connaissances à priori sur les matériaux en usages en fonction du type et de l'âge de l'urbanisation.

Un premier travail de modélisation des émissions à l'échelle du bassin versant sera engagé dans le cadre du projet INOGEV en 2012 - 2013. Il s'agit d'une première étape dans la construction d'une méthodologie de quantification des flux émis, en se basant sur l'utilisation des banques de données urbaines (cadastre, circulation automobile,...), de photo aériennes, et d'enquête complémentaires sur le terrain. Le modèle sera en particulier développé et testé pour une sélection de métaux (Zn, Cu, Pb) et pour les HAP, paramètres pour lesquels les données d'émission sont relativement fournies, et pourrait être étendu au cas des alkylphénols et du bisphénol A dont les émissions unitaires sont étudiées dans INOGEV. L'accent sera particulièrement mis sur l'évaluation de la sensibilité des résultats à l'incertitude des données d'entrée du modèle : incertitudes sur les flux unitaires émis mais aussi sur la quantification des sources émettrices. L'intégration dans ce modèle des connaissances acquises dans la tâche 2 d'INOGEV (recherches menées par l'INRS, le CEREA et l'IFSTTAR), sur la variabilité des flux de dépôts atmosphériques en fonction de la nature des surfaces (Roupsard et al. 2012) permettra par ailleurs une meilleure modélisation de la contribution relative des apports atmosphériques.

V.2. Vers une maîtrise à la source de la contamination des eaux de ruissellement - comprendre et modéliser le devenir des contaminants dans les ouvrages de gestion à la source des eaux de ruissellement pour optimiser leur rétention

Dans les zones nouvellement urbanisées, les réseaux séparatifs classiques cèdent progressivement la place à des dispositifs « alternatifs » visant une gestion plus durable des eaux de ruissellement : rétention au niveau des parcelles ou à l'échelle du quartier, limitation des débits de fuite vers le réseau, infiltration dans le sous-sol et/ou utilisation du ruissellement pour satisfaire certains besoins en eau. Face aux insuffisances des réseaux d'assainissement classiques, un nombre croissant de collectivités territoriales est amené à inscrire dans les règlements d'assainissement et d'urbanisme des obligations de limitation des débits d'eaux de ruissellement admissibles dans les réseaux collectifs. Ces nouveaux modes de gestion à l'amont des eaux pluviales sont jusqu'à présent essentiellement conçus pour répondre à un objectif de gestion hydraulique des pluies exceptionnelles. Cependant, face aux contraintes de plus en plus fortes en terme de qualité des milieux récepteurs (directive européenne cadre sur l'eau DCE/2000/60/CE) et aux limites techniques et financières des solutions classiques de dépollution des eaux pluviales, la maîtrise au plus près de la source de la contamination des eaux pluviales devient un enjeu de développement durable.

Les travaux de thèse de Bressy (2010), menés durant OPUR3, ont démontré l'incidence de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, pourtant conçues dans un objectifs de maîtrise des débits de pointe, sur la maîtrise des flux polluants : en évitant les contaminations croisées lors du transfert dans les réseaux souterrains, en permettant une gestion différenciée de différents types de ruissellement, en réduisant les volumes ruisselés et en favorisant certains processus de dépollution, ces techniques permettent une réduction des masses de contaminants rejetés vers les milieux aquatiques superficiels. La réduction des volumes de ruissellement dans des dispositifs de gestion perméables et à ciel ouverts, apparait comme un élément clef de cette maîtrise des flux polluants. Mais ces effets sont très variables d'une réalisation à l'autre, suivant la nature des ouvrages, leur conception, leur dimensionnement et sont insuffisamment maîtrisés à ce jour.

Les eaux de ruissellement peuvent être subdivisées en trois catégories qui présentent des enjeux de recherche différents, suivant la nature et le niveau de leur contamination :

- Des eaux relativement peu contaminées, principales impactées par les apports atmosphériques et le bruit de fond urbain. C'est le cas des eaux de toitures, lorsque les matériaux de couverture utilisés ne sont pas émissifs, des ruissellements des voies piétonnes ou de zones à faible circulation. Bien que présentant des concentrations faibles, ces eaux, du fait des volumes importants générés, peuvent contribuer à la contamination diffuse des milieux aquatiques. Pour ces eaux, il nous semble que l'enjeu principal est la réduction des volumes rejoignant les milieux aquatiques superficiels, en agissant au plus près de la source du ruissellement.
- Des eaux présentant des niveaux de contamination modérés à élevés, de contaminants majoritairement dissous ou associés à des particules fines et peu décantables. C'est le cas des eaux de voiries plus fréquentées, ou des ruissellements contaminés par les émissions issus des matériaux urbains et des produits d'entretien des surfaces urbaines. Pour ces eaux la maîtrise des contaminants à la source doit combiner maîtrise des volumes de ruissellement et rétention des polluants, dans un dispositif de traitement adapté à la nature assez peu décantable des contaminants.
- Des eaux présentant des charges importantes en matières en suspension et en polluants particulaires, du fait des activités spécifiques sur certaines surfaces (zones industrielles, …). Pour ces eaux, correspondant à des apports localisés, les solutions plus traditionnelles de décantation semblent adaptées.

Les solutions basées sur la percolation au travers d'une couche de sol ou de substrat paraissent particulièrement prometteuses pour la seconde catégorie d'eaux de ruissellement, du fait de leur capacité à filtrer les contaminants particulaires et à fixer certains contaminants dissous (Hsieh et Davis 2005; Hong et al. 2006; Diblasi et al. 2009; DeBusk et Wynn 2011; Trowsdale et Simcock 2011; Xiao et McPherson 2011). Elles peuvent être mises en œuvre dans des ouvrages végétalisés intégrés à l'urbanisme, simples de conception et d'entretien, tels que jardins de pluies, noues filtrantes…Ces dispositifs de « biorétention » ou « biofiltration » ont fait l'objet de nombreuses publications ces dernières années par des équipes nord américaines et australiennes (Davis et al. 2003; Hsieh et Davis 2005; Roy-Poirier et al. 2010; Davis et al. 2012; Hunt et al. 2012). Les travaux ont portés essentiellement sur l'efficacité en termes de rétention des métaux et des nutriments, le comportement des micropolluants organiques dans ces ouvrages restant très peu documenté (Diblasi et al. 2009; Yang et al. 2010). Le devenir des contaminants dans ces ouvrages sur le long terme (accumulation, dégradation, relargages possibles), le transfert éventuel de certains composés vers le sous sol (composés hydrophiles notamment) présentent encore de réels enjeux de recherche. La compréhension et la modélisation des interactions entre le fonctionnement hydrologique de l'ouvrage et son fonctionnement épuratoire nous paraissent un verrou

important à lever pour une conception maîtrisée de ces ouvrages. En effet, le mode d'alimentation en eau, de drainage (Brown et Hunt 2011) et d'évacuation déterminent le bilan hydrique de l'ouvrage, mais également le temps de contact avec le substrat, son niveau de saturation et les possibilités de transfert vers le sous sol.

La rétention des contaminants par décantation/filtration/adsorption dans la couche superficielle du sol ou de substrat est cependant susceptible de générer pour un certain nombre de polluants peu ou pas dégradables une augmentation des teneurs en polluants de ces couches au cours du temps. Les études menées sur des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales montrent que les micropolluants sont principalement retenus dans les couches supérieures du sol (Mikkelsen et al. 1997; Dechesne et al. 2004), en général dans les premiers 50 cm, des fronts de contamination plus profonds (jusqu'à 1,5 m) pouvant être observés dans certains cas de sol très perméables. L'évolution du niveau de contamination de ces couches superficielles dans les ouvrages amont (noues, puits d'infiltration, tranchées…) en fonction du type d'eau de ruissellement et des caractéristiques de l'ouvrage est relativement méconnue actuellement.

A l'horizon 2012 - 2018, les travaux de recherche que je souhaite développer concernant la maîtrise à la source de la contamination des eaux de ruissellement peuvent se décliner en trois actions de recherche:

- Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines

- Analyser du risque de contamination diffuse des sols par les dispositifs de gestion à la parcelle des eaux de ruissellement urbaines.

- Etudier les flux d'eau et de contaminants dans un ouvrage rustique de rétention / biofiltration des eaux de ruissellement.

V.2.1. Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines

Objectifs

Cette action de recherche sera menée en collaboration avec le CETE Ile de France, dans le cadre d'une thèse de doctorat débutant à l'automne 2012.

L'objectif de ce travail de thèse est d'étudier le fonctionnement hydrologique lors des pluies courantes des dispositifs de gestion du ruissellement à la parcelle et d'analyser l'incidence de ce fonctionnement hydrologique sur les flux d'eau et de polluants rejetés à l'aval. Ce travail vise à orienter le choix, la conception et le dimensionnement des dispositifs de gestion à l'amont des eaux pluviales vers des solutions permettant une maîtrise efficace de ces flux.

Méthodologie envisagée

1. Quels objectifs de gestion hydrologique associer à un objectif de maîtrise des flux polluants ?

En France, la règlementation concernant la maîtrise des eaux de ruissellement repose généralement sur des limitations du débit de fuite spécifique (typiquement 2 à 10 l/s/ha) admis vers le réseau d'assainissement (Petrucci 2012). La réduction du volume ruisselé et la maîtrise des pluies courantes ne sont que rarement considérés dans les objectifs de gestion, alors qu'elles constituent selon l'US-EPA un objectif de gestion clef pour le contrôle des flux

polluants (Clar et al. 2004). Dans les rares cas où une rétention totale d'une fraction de la pluie, et non un écrêtement du débit, sont préconisés (Mouy et al. 2007), l'incidence de la succession des événements pluvieux et des conditions d'infiltration et d'évapotranspiration sur la disponibilité du volume de rétention n'a pas été analysée rigoureusement, et soulève encore des questions importantes.

Une premier partie du travail portera sur l'analyse et la comparaison des stratégies de gestion préconisées France et à l'international pour la maîtrise à la source de la pollution des eaux pluviales. Il s'agit en particulier d'identifier comment les objectifs de maîtrise des flux polluants sont transcrits dans les documents d'assainissement et d'urbanisme, et comment ils sont déclinés sous forme d'objectifs hydrologiques (type ou fraction des événements pluvieux visés). Des évaluations scientifiques sur l'efficacité de telles stratégies de gestion, basées sur de la modélisation ou de la mesure, seront par ailleurs recherchées. Cette synthèse bibliographique permettra de sélectionner les objectifs d'interception hydrologique jugés les plus pertinents.
Dans un second temps on cherchera à simuler, pour ces différents objectifs d'interception hydrologique, la fraction de la masse polluante interceptée. Il s'agit d'évaluer dans quelle mesure l'interception des premiers millimètres du ruissellement permet de réduire la pollution chronique à l'échelle annuelle, en masse et en fréquence. On évaluera en particulier si l'interception des seules pluies faibles est suffisante, et si oui jusqu'à quelle fréquence, ou si les pluies plus rares (en intensité ou en hauteur de pluie) contribuent de façon importante à la masse polluante annuelle.
Des chroniques combinées de ruissellement et de flux polluants seront constituées pour différents types de surfaces imperméables urbaines, soit partir de données mesurées (acquisition de chroniques de débit, turbidité, conductivité, pour des surfaces de chaussées) ou de simulation reposant sur des données pluviométriques, ce qui permettra également de traiter différentes situations climatiques (simulations pour différentes zones géographiques mais aussi analyse de l'incidence d'une éventuelle modification du climat). Différentes lois de description de la variabilité temporelle des concentrations en contaminants pourront être considérées (hypothèse de concentration quasi constante, hypothèse de variabilité aléatoire non liée aux caractéristiques de la pluie, hypothèse de corrélation entre les caractéristiques de la pluie et les concentrations (Brezonik et Stadelmann 2002; Maniquiz et al. 2010), utilisation de modèles classiques d'accumulation / lessivage calés sur les données acquises au sein du réseau Urbis). Deux cas de figure correspondant à des dynamiques d'émission très différentes seront en particulier pris en compte: le cas des contaminants particulaires soumis aux processus d'érosion et de transport solide (contaminants lessivés sur les voiries par exemple) et celui des contaminants dissous émis par des processus de dissolution/désorption par les matériaux urbains (métaux des toitures, biocides des façades…).

2. Optimisation du fonctionnement hydrologique et hydraulique des ouvrages de gestion à l'amont dans un objectif de maîtrise des polluants

Les objectifs en termes de maîtrise des volumes ruisselés ayant été définis, il convient d'étudier la nature et la conception des solutions de gestion à la source des ruissellements permettant de les atteindre. Bien que l'objectif considéré ici soit la maîtrise des flux polluants pour les pluies courantes, les solutions proposées ne devront pas remettre en cause la capacité de gestion des pluies exceptionnelles.
Ce travail se basera sur le développement d'une modélisation du fonctionnement hydrologique de petits bassins versants urbains (1 à 2 ha, correspondant à l'échelle de mise en œuvre des techniques de gestion à l'amont) et du fonctionnement hydrologique des ouvrages de gestion amont, sur une échelle de temps annuelle. Il s'attachera à simuler les pertes de volume sur les

surfaces de ruissellement et dans les ouvrages de gestion à l'amont et à étudier l'effet sur ces pertes des conditions de stockage, de drainage et de régulation.

La difficulté de ce type de modélisation réside dans la représentation correcte des pertes au ruissellement lors des pluies faibles et la description du fonctionnement des surfaces perméables et végétalisées. Ces pertes au ruissellement sont un élément clé de la description du fonctionnement des ouvrages de gestion et des surfaces urbaines ; elles constituent néanmoins une source importante d'incertitude dans la prévision des volumes ruisselés pour les évènements de faible intensité (Brûlé et al. 1997). La prise en compte de l'état initial de saturation des surfaces perméables, et donc de la chronologie des événements pluvieux, des conditions météorologiques, de la nature du sol et de la position de la nappe est de ce fait déterminante.

Deux approches de modélisation sont envisagées:

- l'utilisation de modèles hydrologiques conceptuels, robustes et peu paramétrés. Les modèles de réservoir, linéaire ou non linéaire, sont classiquement employés pour décrire la fonction de production et de transfert sur les bassins versants urbains. Des modèles conceptuels de ce type ont également été proposés pour représenter le fonctionnement de certaines techniques alternatives telles que les toitures végétalisées (Berthier et al. 2011). Le comportement hydrodynamique du sol non saturé peut par ailleurs être représenté par des modèles d'infiltration simplifiés tels que le modèle de Green Ampt (Heasom et al. 2006). Un module décrivant le fonctionnement de quelques ouvrages de gestion à la source est actuellement intégré dans le modèle SWMM5. Leur formulation devra être développée et adaptée à la représentation de différents types de techniques alternatives, en particulier pour représenter correctement les conditions d'alimentation en eau, de régulation des débits et de drainage du système. Le pouvoir prédictif de ce type de modèle sera ensuite évalué.

- dans le cas où le pouvoir prédictif de modèles conceptuels s'avérait insuffisant, une modélisation physique distribuée des écoulements dans les ouvrages de rétention / infiltration est à envisagée (Christensen et Schmidt 2008). Ce type de modèle peut s'avérer nécessaire pour une meilleure compréhension des processus physiques en jeu, et la prise en compte de l'incidence de la nature du sol ou de la géométrie de l'ouvrage.

Le modèle développé sera calé et validé pour les bassins versants expérimentaux ayant fait l'objet d'un suivi pluie/débit sur 18 mois durant la thèse d'Adèle Bressy, ainsi que pour les ouvrages de biorétention dont un suivi expérimental est prévu au cours d'OPUR4. Des données complémentaires de calage/validation pourront également être recherchées auprès des partenaires du réseau URBIS.

Ce modèle servira par la suite à simuler différents scénarios de gestion, correspondant à des variantes en terme de conception des ouvrages et d'aménagement du bassin versant. Ces simulations seront réalisées sur un bassin versant théorique, mais réaliste, sur lequel on testera différentes stratégies de gestion du ruissellement, différents concept de rétention des pluies et différentes natures du sol.

V.2.2. Analyse du risque de contamination diffuse des sols par les dispositifs de gestion à la parcelle des eaux de ruissellement urbaines.

Objectifs

L'objectif de cette action de recherche est d'établir une typologie du risque de contamination des sols à long terme dans les ouvrages de gestion à la source des eaux de ruissellement.

Il s'agit de travailler à la constitution d'un référentiel permettant, sur la base de données d'entrée caractérisant l'occupation du sol du bassin versant, le fonctionnement hydraulique de l'ouvrage et la nature du sol superficiel, de classifier le niveau de contamination pouvant être atteint, et l'étendue (en profondeur) de cette contamination.

Cette action de recherche est envisagée dans le cadre d'une thèse de doctorant, qui pourrait démarrer fin 2013 ou fin 2014. Des collaborations avec des équipes spécialistes des sciences du sol seront recherchées.

Principe

Cette action s'appuiera sur des retours d'expérience in situ, pour un large panel d'ouvrages de rétention des eaux de ruissellement sur des sols non imperméabilisées. Afin de dresser une typologie du risque de contamination des sols dans ce type d'ouvrage, on s'attachera sur chacun des sites étudiés à :

- classifier le niveau de contamination des eaux de ruissellement, sur la base d'une analyse de l'occupation du sol du bassin versant d'apport ;
- cartographier et quantifier le niveau de sollicitation hydrologique des sols (flux annuel d'infiltration) dans les différentes parties de l'ouvrage ;
- établir les propriétés pédogéochimiques des horizons superficiels du sol de l'ouvrage (granulométrie, teneur en matière organiques, teneur en argiles, CEC, pH….) ;
- évaluer le niveau de contamination du sol, la distribution de cette contamination au sein de l'ouvrage et son étendue sur la verticale.

Il s'agit de quantifier les niveaux de contamination de la couche superficielle du sol pouvant être atteints après une dizaine d'années de fonctionnement de l'ouvrage, et d'étudier le profil vertical de décroissance de cette contamination. Des contaminants conservatifs (pas ou peu dégradables) et caractéristiques de la contamination des eaux de ruissellement seront choisis comme traceurs. Quatre molécules, présentant des comportements différents de part leur forme chimique dans le ruissellement et leur mobilité dans les sols, sont actuellement envisagées : trois métaux (Zn, Cu, Pb) et une famille de micropolluants organiques (HAP).

L'analyse des données acquises sur les différents sites devra permettre de dégager les principaux facteurs explicatifs des niveaux de contamination des sols observés. Sur cette base une méthodologie sera proposée afin d'analyser, à partir d'un nombre limité de données caractérisant le système, le risque de contamination des sols sur des ouvrages en projet.

Méthodologie envisagée

1. *Synthèse bibliographique*. Dans un premier temps un état des connaissances sur la question de la contamination des sols dans les dispositifs de gestion des eaux pluviales sera dressé sur la base d'une analyse des travaux publiés à l'international.
2. *Recherche des sites d'études : typologie et sélection*. Cette seconde étape, qui doit aboutir à la sélection des sites d'étude, sera menée en étroite collaboration avec les collectivités territoriales gestionnaires. On recherchera des sites en fonctionnement depuis au moins 5 à 10 ans et recevant des eaux de ruissellement à chaque événement pluvieux (pas de pré-bassin). Trois catégories d'ouvrages sont à considérer : 1. ouvrages de rétention temporaire des eaux de ruissellement sur des surfaces perméables, avec évacuation superficielle dominante, 2. ouvrages de rétention et/ou traitement des eaux de ruissellement avec percolation au travers d'un substrat drainant et évacuation par drain sous jacent, 3.ouvrages d'infiltration à la parcelle des eaux de ruissellement, évacuation des eaux vers le sous sol. Une typologie des différents ouvrages recensés sera réalisée en prenant en compte la nature du bassin versant d'apport, le fonctionnement hydrologique de l'ouvrage (modes d'alimentation et de vidange

notamment), la nature du sol et de la couverture végétale. Sur la base de cette typologie, une dizaine d'ouvrages correspondant à la diversité des situations, seront sélectionnés.
3. *Développement d'une méthode de caractérisation du niveau de sollicitation hydrologique du sol*. Le niveau de sollicitation du sol peu varier fortement d'un ouvrage à l'autre, et d'une zone à l'autre au sein d'un même ouvrage du fait du fonctionnement hydraulique (modes d'alimentation et d'évacuation des eaux) et du dimensionnement du système (ratio surface drainée / surface de rétention ou infiltration). Pour les ouvrages combinant une évacuation superficielle et la possibilité d'infiltration dans le sol, le flux d'infiltration dépend du temps de séjour des eaux dans l'ouvrage, des propriétés hydrodynamiques du sol au voisinage de la surface (conductivité hydraulique) et de l'évolution de ces propriétés hydrodynamiques au cours du temps du fait du colmatage. Le transfert des contaminants dans le sol peut également être impacté par la présence d'écoulements préférentiels dus à des macroporosités ou des fissurations du sol. Une méthodologie couplant une approche expérimentale (observation in situ, mesures de perméabilité) et des outils de modélisation devra être développée pour l'évaluation du flux annuel d'infiltration.
4. *Développement du protocole expérimental d'évaluation de la contamination du sol*. L'évaluation du degré de contamination des sols dans les ouvrages pose en certain nombre de difficultés d'ordre méthodologiques, liées notamment à l'hétérogénéité des sols et à l'absence de données sur leur niveau de contamination initial. Une partie importante du travail portera de ce fait sur la définition d'un protocole d'échantillonnage représentatif, permettant à partir d'un nombre d'analyses de sol limité d'évaluer l'importance et l'étendue de la contamination. La réflexion portera notamment sur le choix de l'emplacement, de la profondeur et du nombre des carottages, sur la constitution d'échantillons moyens représentatifs des différentes zones de l'ouvrage, sur la définition d'un échantillon de sol de référence. Cette réflexion méthodologique sera développée, testée et validée sur 2 ou 3 des sites d'étude, correspondant à des situations contrastées en termes de nature du sol et de niveau de sollicitation.
5. *Application du protocole expérimental aux différents sites d'étude et analyse des résultats*. Les méthodes et protocoles développés dans les phases 2 et 3 seront ensuite appliqués aux autres sites retenus. Une analyse de l'ensemble des résultats obtenus sur la dizaine de sites sélectionnés sera menée afin de construire un référentiel de gestion sur le risque de contamination du sol.

V.2.3. Etude des flux d'eau et de contaminants dans des ouvrages rustiques de rétention / filtration des eaux de ruissellement à la parcelle

Objectifs

L'objectif visé ici est une meilleure compréhension du devenir des flux d'eau et de contaminants dans les ouvrages perméables de rétention/dépollution à la source des eaux de ruissellement. Elle s'appuie sur une approche combinant l'expérimentation et la modélisation.

Il s'agit d'évaluer:

- l'efficacité de l'ouvrage en termes d'abattement des concentrations et des flux polluants rejetés vers les milieux aquatiques superficiel,

- le devenir des volumes d'eau et des masses de contaminants retenus dans l'ouvrage,

- l'évolution de la contamination du sol / substrat de surface,

- l'importance des transferts vers le sous sol et le risque de contamination des eaux souterraines.

Méthodologie

Cette action repose sur l'instrumentation détaillée in situ d'un dispositif de maîtrise à la source des eaux de ruissellement, le suivi expérimental en continu de l'ouvrage sur une durée d'au moins 1 an dans un premier temps, puis d'un suivi allégé sur le plus long terme. Le dispositif visé est un ouvrage « rustique », c'est-à-dire simple, robuste et peu couteux tant en termes de réalisation que de maintenance, couplant une fonction de rétention/écrêtement des débits avec une fonction secondaire de réduction des flux polluants.

Un ouvrage de type noue végétalisée et arborée, avec massif drainant (filtration des pluies courantes au travers d'un substrat, évacuation par drain sous-jacent, infiltration possible) est envisagé. Ce type de dispositif est particulièrement adapté à la gestion des eaux de voirie et est susceptible de recevoir des eaux relativement chargées en contaminants.

L'ouvrage sera instrumenté de façon à permettre la mesure en continu:

- des conditions météorologiques,

- des débits de ruissellement alimentant l'ouvrage et de la qualité de ces eaux (turbidité, conductivité),

- des débits évacués par les drains et de la qualité des eaux drainées (turbidité, conductivité),

- du flux d'infiltration (mesures de teneur en eau, succion en plusieurs points et plusieurs profondeurs dans l'ouvrage).

Ces mesures en continu seront complétées par des campagnes d'échantillonnage afin de déterminer les concentrations en polluants dans les eaux de ruissellement entrant et sortant de l'ouvrage ainsi que dans les eaux percolant vers le sous-sol, à différentes profondeurs. En plus des paramètres globaux de caractérisation des eaux (MES, COP, COD, pH, conductivité) une sélection de quelques familles de micropolluants métalliques et organiques sera analysée. Le choix des micropolluants reste à préciser. Il devra s'agir de contaminants caractéristiques des eaux de ruissellement et présentant une diversité de comportements du fait de leurs caractéristiques physico-chimiques (particulaires/dissous, hydrophobe/hydrophile). Sont envisagés en particulier une sélection de métaux (Pb, Zn, Cu), les HAP, les alkylphénols et une molécule pesticide (glyphosate+AMPA ?). Ces échantillonnages seront complétés par une analyse de la contamination du substrat et du sol sous jacent, ainsi que part une caractérisation des propriétés hydrodynamiques et pédogéochimiques du substrat de surface et du sol sous-jacent.

Cette approche expérimentale sera couplée à des travaux de modélisation pour mieux comprendre les transferts hydriques ainsi que les transferts de polluants. Les données expérimentales relatives au bilan hydrique de l'ouvrage serviront au développement et à la validation d'un modèle conceptuel du fonctionnement hydrologique de ce type d'ouvrage, dans le cadre de l'action de recherche présentée en V.2.1. Une modélisation des écoulements dans la zone non saturée du sol est par ailleurs à envisager afin de quantifier, à l'échelle annuelle, les flux d'eau retenus dans le substrat drainant puis évapotranspirés, et d'autre part les flux percolés à différentes profondeurs dans le sous sol. Cette modélisation vise notamment à évaluer le risque de transfert vers les eaux souterraines d'un contaminant très hydrophile qui ne serait pas retenu sur le substrat. La simulation de différentes conditions de drainage / évacuation des eaux, et de différentes natures de sol permettrait d'analyser l'impact de ces paramètres sur ce risque de transfert. Les données acquises en termes de suivi des flux polluants pourront par la suite servir de support à la modélisation du transfert des contaminants dans ce type d'ouvrage.

En parallèle avec ces suivis in situ, des essais sur colonnes de substrat au laboratoire doivent être envisagés. Ces essais visent d'une part, sur la base d'une alimentation accélérée avec une

eau de ruissellement synthétique dopée, à étudier l'évolution à long terme de la capacité de rétention du substrat. D'autre part ils permettront d'évaluer les risques de remobilisation des contaminants lors de modifications des caractéristiques physico-chimiques des eaux de ruissellement, en particulier du fait du salage hivernal.

Cette action de recherche pourrait donner lieu à des collaborations avec d'autres équipes de l'inter-observatoire URBIS, en particulier les équipes travaillant sur les techniques alternatives de gestion du ruissellement (LGCIE, IFSTTAR) et sur le transfert des contaminants dans les sols urbains (LEHNA, IFSTTAR).

VI. Référence bibliographiques

AHLMAN S. (2006). Modelling of Substance Flows in Urban Drainage Systems. Göteborg, Chalmers University of Technololy. **Thèse de doctorat:** 78 p. + annexes.

AHYERRE M. (1999). Bilan et mécanisme de migration de la pollution organique en réseau d'assainissement unitaire, Université Paris VI**:** 209 p.

AHYERRE M., CHEBBO G., SAAD M. (2001). "Nature and dynamics of water sediment interface in combined sewers." Journal of Environmental Engineering-Asce **127**(3): 233-239.

ARTHUR S., ASHLEY R. M., NALLURI C. (1996). "Near bed solids transport in sewers." Water Science and Technology **33**(9): 69-76.

ASHLEY R., BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., HVITVED-JACOBSEN T., VERBANCK M. (2004). Solids in sewers. Characteristics, effects and control of sewer solids and associated pollutants, Joint Committee on Urban Drainage. Sewer Systems and Processes Working Group. IWA Publishing, London.

ASHLEY R. M., CRABTREE R. W. (1992). "Sediment Origins, Deposition and Buildup in Combined Sewer Systems." Water Science and Technology **25**(8): 1-12.

BACHOC A. (1992). Le transfert des solides dans les réseaux d'assainissement unitaires. Paris, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. **Thèse de doctorat:** 281 p . + annexes.

BACHOC A., TABUCHI J. P., CHEBBO G., PHILIPPE J. P. (1994). "La pollution des rejets urbains par temps de pluie : quantité, origine et nature." La Houille Blanche **1/2**: 21-32.

BAUN A., ERIKSSON E., LEDIN A., MIKKELSEN P. S. (2006). "A methodology for ranking and hazard identification of xenobiotic organic compounds in urban stormwater." Science of the Total Environment **370**(1): 29-38.

BECOUZE-LAREURE C. (2010). Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux. Lyon, Institut national des Sciences Appliquées de Lyon (INSA). **Thèse de doctorat:** 255 p.

BENOIST A., LIJKLEMA L. (1990). "Distribution of sedimentation rates of suspended solids ans heavy metals in combined sewer overflows." Wat. Sci. Tech. **22**(10/11): 61-68.

BERNDTSSON J. C., BENGTSSON L., JINNO K. (2009). "Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs." Ecological Engineering **35**(3): 369-380.

BERNDTSSON J. C., EMILSSON T., BENGTSSON L. (2006). "The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality." Science of the Total Environment **355**(1-3): 48-63.

BERTHIER E., RAMIER D., DE GOUVELLO B. (2011). Simulation of green roof hydrological behavior with a reservoir model. 12nd International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre, Brésil.

BERTHIER E., RODRIGUEZ F., ANDIEU H., RAIMBAULT G. (2001). Les limites du schéma à pertes initiales et coefficient de ruissellement pour la simulation des événements pluvieux courants. Conférence internationale NOVATECH'01, Lyon, Paris.

BERTLING S., WALLINDER I. O., LEYGRAF C., KLEJA D. B. (2006). "Occurrence and fate of corrosion-induced zinc in runoff water from external structures." Science of the Total Environment **367**(2-3): 908-923.

BERTRAND-KRAJEWSKI J. L., CHEBBO G., SAGET A. (1998). "Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon." Water Research **32**(8): 2341-2356.

BIRCH H., MIKKELSEN P. S., JENSEN J. K., LUTZHOFT H. C. H. (2011). "Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark." Water Science and Technology **64**(2): 485-493.
BIRGISDOTTIR H., GAMST J., CHRISTENSEN T. H. (2007). "Leaching of PAHs from hot mix asphalt pavements." Environmental Engineering Science **24**(10): 1409-1421.
BJORKLUND K. (2010). "Substance flow analyses of phthalates and nonylphenols in stormwater." Water Science and Technology **62**(5): 1154-1160.
BJORKLUND K., MALMQVIST P. A., STROMVALL A. M. (2011). "Simulating organic pollutant flows in urban stormwater: development and evaluation of a model for nonylphenols and phthalates." Water Science and Technology **63**(3): 508-515.
BRANDT H. C. A., DE GROOT P. C. (2001). "Aqueous leaching of polycyclic aromatic hydrocarbons from bitumen and asphalt." Water Research **35**(17): 4200-4207.
BRESSY A. (2010). Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales, Université Paris-Est. **Thèse de doctorat:** 332.
BREZONIK P. L., STADELMANN T. H. (2002). "Analysis and predictive models of stormwater runoff volumes, loads, and pollutant concentrations from watersheds in the Twin Cities metropolitan area, Minnesota, USA." Water Res **36**(7): 1743-57.
BROWN R. A., HUNT W. F. (2011). "Underdrain Configuration to Enhance Bioretention Exfiltration to Reduce Pollutant Loads." Journal of Environmental Engineering-Asce **137**(11): 1082-1091.
BRÛLÉ D., BLANCHET F., ROUSELLE J. (1997). "Étude des pertes au ruissellement sur surfaces imperméables en milieu urbain." Revue des Sciencecs de l'Eau **10**(2): 147-166.
BUCHELI T. D., MULLER S. R., VOEGELIN A., SCHWARZENBACH R. P. (1998). "Bituminous roof sealing membranes as major sources of the herbicide (R,S)-mecoprop in roof runoff waters: Potential contamination of groundwater and surface waters." Environmental Science & Technology **32**(22): 3465-3471.
BURKHARDT M., ZULEEG S., VONBANK R., BESTER K., CARMELIET J., BOLLER M., WANGLER T. (2012). "Leaching of Biocides from Facades under Natural Weather Conditions." Environmental Science & Technology **46**(10): 5497-5503.
CHANG M., CROWLEY C. (1993). Preliminary observations on water quality of storm runoff from four selected residential roofs. Wat. Res. Bul. **29:** 777 - 783.
CHEBBO A., GROMAIRE M. C., DEUTSCH J. C. (1998). "Le Bassin Versant Expérimental Urbain « Le Marais ». Un Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine à Paris." Annales des Ponts et Chaussées.
CHEBBO G. (1992). Solides des rejets pluviaux urbains, caractérisation et traitabilité. Paris, Ecole Nationale des po,nts et Chaussées. **Thèse de doctorat:** 413 p + annexes.
CHEBBO G., BACHOC A. (1992). "Characterization of Suspended-Solids in Urban Wet Weather Discharges." Wat. Sci. Tech. **25**(8): 171-179.
CHEBBO G., GROMAIRE M. C. (2003). OPUR: un observatoire des polluants urbains à Paris. Recherche R&E Equipement 27.
CHEBBO G., MOUCHEL J. M., SAGET A., GOUSAILLES M. (1995). "La pollution des rejets urbains par temps de pluie: flux, nature et impacts." Techniques Sciences Méthodes (TSM) **11**: 796-806.
CHEVRE N., GUIGNARD C., ROSSI L., PFEIFER H. R., BADER H. P., SCHEIDEGGER R. (2011). "Substance flow analysis as a tool for urban water management." Water Science and Technology **63**(7): 1341-1348.
CHRISTENSEN D., SCHMIDT A. (2008). An Approach to Analyze the Hydrologic Effects of Rain Gardens. International Low Impact Development Conference.

CLAR M. L., BARFIELD B. J., O'CONNOR T. (2004). Stormwater best management practice design guide. N. R. M. Laboratory. Cincinnati, US-EPA. **Volume 1. General considerations**.

CLARK S. E., STEELE K. A., SPICHER J., SIU C. Y. S., LALOR M. M., PITT R., KIRBY J. T. (2008). "Roofing materials' contributions to storm-water runoff pollution." Journal of Irrigation and Drainage Engineering-Asce **134**(5): 638-645.

COLANDINI V., LEGRET M., BROSSEAUD Y., BALADES J. D. (1995). "Metallic Pollution in Clogging Materials of Urban Porous Pavements." Water Science and Technology **32**(1): 57-62.

CRABTREE R. W. (1989). "Sediments in Sewers." Journal of the Institution of Water and Environmental Management **3**(6): 569-578.

DALIGAULT A., RANCHET J., AIRES N., LUCAS E., CICCIONE M., DAMOUR A. (2001). Suivi expérimental de chaussées à structure réservoir à Verneuil sur Seine. 4eme conférence internationale NOVATECH'01, Lyon, France.

DAVIS A. P., BURNS M. (1999). "Evaluation of lead concentration in runoff from painted structures." Water Research **33**(13): 2949-2958.

DAVIS A. P., SHOKOUHIAN M., SHARMA H., MINAMI C., WINOGRADOFF D. (2003). "Water quality improvement through bioretention: Lead, copper, and zinc removal." Water Environment Research **75**(1): 73-82.

DAVIS A. P., TRAVER R. G., HUNT W. F., LEE R., BROWN R. A., OLSZEWSKI J. M. (2012). "Hydrologic Performance of Bioretention Storm-Water Control Measures." Journal of Hydrologic Engineering **17**(5): 604-614.

DE (98/8/CE). n° 98/8/CE du 16/02/98 concernant la mise sur le marché des produits biocides, JOCE n° L 123. **98/8/CE**.

DEBUSK K. M., WYNN T. M. (2011). "Storm-Water Bioretention for Runoff Quality and Quantity Mitigation." Journal of Environmental Engineering-Asce **137**(9): 800-808.

DECHESNE M., BARRAUD S., BARDIN J. P. (2004). "Spatial distribution of pollution in an urban stormwater infiltration basin." Journal of Contaminant Hydrology **72**(1-4): 189-205.

DEMBELE A. (2010). MES, DCO et polluants prioritaires des rejets urbains de temps de pluie: mesure et modélisation des flux événementiels. Lyon, Institut National des sciences Appliquées (INSA) de Lyon **Thèse de doctorat:** 286 p.

DIBLASI C. J., LI H., DAVIS A. P., GHOSH U. (2009). "Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility." Environmental Science & Technology **43**(2): 494-502.

ERIKSSON E., BAUN A., MIKKELSEN P. S., LEDIN A. (2007). "Risk assessment of xenobiotics in stormwater discharged to Harrestrup angstrom, Denmark." Desalination **215**(1-3): 187-197.

FALLER M., REISS D. (2005). "Runoff behaviour of metallic materials used for roofs and facades - a 5-year field exposure study in Switzerland." Materials and Corrosion **56**(4): 244 - 249.

FÖRSTER J. (1999). "Variability of roof runoff quality." Water, Science and Technology **39**(5): 137 - 144.

FURUMAI H., BALMER H., BOLLER M. (2002). "Dynamic behavior of suspended pollutants and particle size distribution in highway runoff." Wat. Sci. Tech. **46**(11-12): 413-418.

GARNAUD S. (1999). Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain. Paris, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. **Thèse de doctorat**.

GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M. C., CHEBBO G. (2008). "Wastewater quality and pollutant loads in combined sewers during dry weather periods." Urban Water Journal **5**(4): 305-314.

GENDREAU N., ROCHEFEUILLE P., KOVACS Y., SENECHAL C., LASSALE F. (2007). Les toitures végétalisées, une technique de gestion de l'eau devenue incontournable lors des nouvelles constructions respectant les critères de la Haute Qualité Environnementale. Conférence internationale NOVATECH'07, Lyon, France.

GONZALEZ A. (2001). Transport et distribution des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques dans le bassin versant urbain expérimental du Marais à Paris, Université Paris XII - Val de Marne. **Thèse de doctorat:** 313 p.

GRILLITSCH B., GANS O., KREUZINGER N., SCHARF S., UHL M., FUERHACKER M. (2006). "Environmental risk assessment for quaternary ammonium compounds: a case study from Austria." Water Science and Technology **54**(11-12): 111-118.

GROMAIRE-MERTZ M. C. (1998). La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines. Sciences et techniques de l'Environnement, Ecole nationale des Ponts et Chaussées**:** 502 p. + annexes.

GROMAIRE-MERTZ M. C., GARNAUD S., GONZALEZ A., CHEBBO G. (1999). "Characterisation of urban runoff pollution in Paris." Water Science and Technology **39**(2): 1-8.

GROMAIRE M. C., CHEBBO G., CONSTANT A. (2002). "Impact of zinc roofing on urban runoff pollutant loads: the case of Paris." Water Science and Technology **45**(7): 113-122.

GROMAIRE M. C., GARNAUD S., SAAD M., CHEBBO G. (2001). "Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers." Water Research **35**(2): 521-533.

GROMAIRE M. C., ROBERT-SAINTE P., BRESSY A., SAAD M., DE GOUVELLO B., CHEBBO G. (2011). "Zn and Pb emissions from roofing materials - modelling and mass balance attempt at the scale of a small urban catchment." Water Science and Technology **63**(11): 2590-2597.

HE W., ODNEVALL WALLINDER I., LEYGRAF C. (2001a). "A comparison between corrosion rates and runoff rates from new and aged copper and zinc as roofing material." Water, Air and Soil Pollution: Focus 1: 67 - 82.

HEASOM W., TRAVER R., WELKER A. (2006). "Hydrologic modeling of a bioinfiltration best management practice." Journal of the American Water Resources Association **42**(5): 1329-1347.

HEMERY A. L. (2008). "Quaternary ammonia and occupational diseases." Revue Francaise D Allergologie Et D Immunologie Clinique **48**(3): 249-251.

HONG E. Y., SEAGREN E. A., DAVIS A. P. (2006). "Sustainable oil and grease removal from synthetic stormwater runoff using bench-scale bioretention studies." Water Environment Research **78**(2): 141-155.

HSIEH C. H., DAVIS A. P. (2005). "Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff." Journal of Environmental Engineering-Asce **131**(11): 1521-1531.

HUNT W. F., DAVIS A. P., TRAVER R. G. (2012). "Meeting Hydrologic and Water Quality Goals through Targeted Bioretention Design." Journal of Environmental Engineering-Asce **138**(6): 698-707.

JACOPIN C., BERTRAND-KRAJEWSKI J. L., DESBORDES M. (1999). "Characterisation and settling of solids in an open, grassed, stormwater sewer network detention basin." Wat. Sci. Tech. **39**(2): 135-144.

JEFFERIES C., WILD T., D'ARCY B. J., MCLEAN N. (2004). Assessing the performance of SUDS for the management and control of surface water runoff in Scotland. Novatech.

JIANG W. Y., HAVER D., RUST M., GAN J. (2012). "Runoff of pyrethroid insecticides from concrete surfaces following simulated and natural rainfalls." Water Research **46**(3): 645-652.

JUNGNICKEL C., STOCK F., BRANDSCH T., RANKE J. (2008). "Risk assessment of biocides in roof paint." Environmental Science and Pollution Research **15**(3): 258-265.
KAFI-BENYAHIA M. (2006). Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien. Sciences et Techniques de l'Environnement, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. **Thèse de doctorat:** 343 p. + annexes.
KAFI M., GASPERI J., MOILLERON R., GROMAIRE M. C., CHEBBO G. (2008). "Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris." Water Research **42**(3): 539-549.
KARLEN C., WALLINDER I. O., HEIJERICK D., LEYGRAF C., JANSSEN C. R. (2001). "Runoff rates and ecotoxicity of zinc induced by atmospheric corrosion." Science of the Total Environment **277**(1-3): 169-180.
KRAUSS M., SINGER H., HOLLENDER J. (2010). "LC-high resolution MS in environmental analysis: from target screening to the identification of unknowns." Analytical and Bioanalytical Chemistry **397**(3): 943-951.
KREIN A., SCHORER M. (2000). "Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediments." Water Research **34**(16): 4110-4115.
KREJCI V., DAUBER L., NOVAK B., GUJER W. (1987). Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers. 4th international conference on Urban Storm Drainage, Lausanne (Suisse).
KRIECH A. J., KUREK J. T., OSBORN L. V., WISSEL H. L., SWEENEY B. J. (2002). "Determination of polycyclic aromatic compounds in asphalt and in corresponding leachate water." Polycyclic Aromatic Compounds **22**(3-4): 517-535.
KUMMERER K., EITEL A., BRAUN U., HUBNER P., DASCHNER F., MASCART G., MILANDRI M., REINTHALER F., VERHOEF J. (1997). "Analysis of benzalkonium chloride in the effluent from European hospitals by solid-phase extraction and high-performance liquid chromatography with post-column ion-pairing and fluorescence detection." Journal of Chromatography A **774**(1-2): 281-286.
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, Université Paris-Est. **Thèse de doctorat:** 310.
LAMPREA MALDONADO D. K. (2009). Caractérisation et origine des méatux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les rétombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains., Ecole Centrale de Nantes. **Thèse de doctorat:** 244 p + annexes.
LASALLE F. (2008). Végétalisation extensive des terrasses et toitures.
LAU S. L., STENSTROM M. K. (2005). "Metals and PAHs adsorbed to street particles." Water Research **39**(17): 4083-4092.
LEGRET M., ODIE L., DEMARE D., JULLIEN A. (2005). "Leaching of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from reclaimed asphalt pavement." Water Research **39**(15): 3675-3685.
LEGRET M., PAGOTTO C. (1999). "Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway." Sci. Tot. Env. **235**(1-3): 143-150.
LEGRET M., PAGOTTO C. (1999). "Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway." The Science of The Total Environment **235**(1-3): 143-150.
LEUENBERGER-MINGER A. U., FALLER M., RICHNER P. (2002). "Runoff of copper and zinc caused by atmospheric corrosion." Materials and Corrosion **53**: 157 - 164.
LI Y. X., LAU S. L., KAYHANIAN M., STENSTROM M. K. (2006). "Dynamic characteristics of particle size distribution in highway runoff: Implications for settling tank design." J. Env. Eng. -Asce **132**(8): 852-861.

MANIQUIZ M. C., LEE S., KIM L. H. (2010). "Multiple linear regression models of urban runoff pollutant load and event mean concentration considering rainfall variables." J Environ Sci (China) **22**(6): 946-52.

MARION A. M., DE LANEVE M., DE GRAUW A. (2005). "Study of the leaching behaviour of paving concretes: quantification of heavy metal content in leachates issued from tank test using demineralized water." Cement and Concrete Research **35**(5): 951-957.

MARSALEK J., KRISHNAPPAN B. G., EXALL K., ROCHFORT Q., STEPHENS R. P. (2006). "An elutriation apparatus for assessing settleability of combined sewer overflows (CSOs)." Wat. Sci. Tech. **54**(6-7): 223-230.

MARTIN C., RUPERD Y., LEGRET M. (2007). "Urban stormwater drainage management: The development of a multicriteria decision aid approach for best management practices." European Journal of Operational Research **181**(1): 338-349.

MARTINEZ-CARBALLO E., GONZALEZ-BARREIRO C., SITKA A., KREUZINGER N., SCHARF S., GANS O. (2007). "Determination of selected quaternary ammonium compounds by liquid chromatography with mass spectrometry. Part II. Application to sediment and sludge samples in Austria." Environmental Pollution **146**(2): 543-547.

MARTINEZ-CARBALLO E., SITKA A., GONZALEZ-BARREIRO C., KREUZINGER N., FURHACKER M., SCHARF S., GANS O. (2007). "Determination of selected quaternary ammonium compounds by liquid chromatography with mass spectrometry. Part I. Application to surface,) waste and indirect discharge water samples in Austria." Environmental Pollution **145**(2): 489-496.

MATTHES S. A., CRAMER S. D., COVINO B. S., BULLARD S. J., HOLCOMB G. R. (2002). Precipitation runoff from lead. Outdoor and Indoor Atmospheric Corrosion, ASTM STP 1421. H. E. Townsend, American Society for Testing and Materials International, West Conshohocken PA.

MICHELBACH S., WÖHRLE C. (1993). "Settleable Solids in a Combined Sewer System, Settling Characteristics, Heavy-Metals, Efficiency of Storm Water Tanks." Wat. Sci. Tech. **27**(5-6): 153-164.

MIKKELSEN P. S., HAFLIGER M., OCHS M., JACOBSEN P., TJELL J. C., BOLLER M. (1997). "Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater - A case study." Water Science and Technology **36**(8-9): 325-330.

MIYAUCHI T., MORI M. (2008). "Effect of components of leaching medium on the leaching of benzalkonium chloride from treated wood." Journal of Wood Science **54**(6): 490-494.

MOUCHEL J. M., SIMON L., MALDINEY M. A. (1994). "Impact en Seine des rejets urbains de temps de pluie sur les concentrations d'oxygène dissous." La Houille Blanche **1/2**: 134-140.

MOUY N., DUGUET P., LAURENT C. (2007). Faisabilité hydraulique du zonage pluvial à Paris. Conférence Internationale NOVATECH'07, Lyon, France.

ODNEVALL WALLINDER I., VERBIEST P., HE W., LEYGRAF C. (2000). "Effects of exposure direction and inclination on the runoff rates of zinc and copper roofs." Corrosion Science **42**: 1471 - 1487.

OMS C. (2003). Localisation, nature et dynamique de l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées**:** 186 p.

PAGOTTO C., LEGRET M., LE CLOIREC P. (2000). "Comparison of the hydraulic behaviour and the quality of highway runoff water according to the type of pavement." Water Research **34**(18): 4446-4454.

PETRUCCI G. (2012). La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines. Confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique., Université Paris-Est. **Thèse de doctorat**.

PISANO W. C. (1996). "Summary: United States "sewer solids" settling characterization methods, results, uses and perspective." Wat. Sci. Tech. **33**(9): 109-115.
PITT R., FIELD R., LALOR M., BROWN M. (1995). "Urban Stormwater Toxic Pollutants - Assessment, Sources, and Treatability." Water Env. Res. **67**(3): 260-275.
PITT R. E., MAESTRE A. (2005). Stormwater quality as described in the National Stormwater Quality Database (NSQD). 10th International Conference on Urban Drainage. Copenhagues (Danemark).
PRELLER L., DOEKES G., VERMEULEN R., HEEDERIK D., VOGELZANG P. F. J., BOLEIJ J. S. M. (1996). "Disinfectant use as a risk factor for atopic sensitization and symptoms consistent with asthma: An epidemiological study." European Respiratory Journal **9**(7): 1407-1413.
QUEK U., FORSTER J. (1993). "Trace-Metals in Roof Runoff." Water Air and Soil Pollution **68**(3-4): 373-389.
RAMWELL C. T., HEATHER A. I. J., SHEPHERD A. J. (2002). "Herbicide loss following application to a roadside." Pest Management Science **58**(7): 695-701.
REVITT D. M., SCHOLES L., ELLIS J. B. (2008). "A pollutant removal prediction tool for stormwater derived diffuse pollution." Water Science and Technology **57**(8): 1257-1264.
RISTENPART E., ASHLEY R. M., UHL M. (1995). "Organic near-Bed Fluid and Particulate Transport in Combined Sewers." Water Science and Technology **31**(7): 61-68.
ROBERT-SAINTE P. (2009). Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement. Sciences et techniques de l'environnement, Université Paris Est. **Thèse de doctorat:** 368.
ROBERT-SAINTE P., GROMAIRE M. C., DE GOUVELLO B., SAAD M., CHEBBO G. (2009). "Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale in Paris Conurbation." Environmental Science & Technology **43**(15): 5612-5618.
ROSSI L. (1998). Qualité des eaux de ruissellement urbaines, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse**:** 303.
ROUPSARD P., MARO D., COPPALLE A., CONNAN O., LAGUIONIE P., SOLIER L., ROZET M., HEBERT D., RUBAN V., PERCOT S., TALBAUT M. (2012). Détermination expérimentale de vitesses de dépôt sec d'aérosols submicroniques en milieu urbain : influence de la nature des surfaces, de la turbulence et des conditions de météorologie locale. . 27ème congrès français sur les aérosols, CFA 2012, Paris, 25 et 26 janvier.
ROY-POIRIER A., CHAMPAGNE P., FILION Y. (2010). "Review of Bioretention System Research and Design: Past, Present, and Future." Journal of Environmental Engineering-Asce **136**(9): 878-889.
SAGET A. (1994). Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception. Paris, Ecole nationale des Ponts et Chaussées. **Thèse de doctorat:** 227 p. + annexes.
SANDBERG J., ODNEVALL WALLINDER I., LEYGRAF C., LE BOZEC N. (2006). "Corrosion-induced copper runoff from naturally and pre-patinated copper in a marine environment." Corrosion Science **48**: 4316-4338.
SANSALONE J. J., BUCHBERGER S. G. (1997). "Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater." Wat. Sci. Tech. **36**(8-9): 155-160.
SCHOKNECHT U., GRUYCHEVA J., MATHIES H., BERGMANN H., BURKHARDT M. (2009). "Leaching of Biocides Used in Facade Coatings under laboratory Test Conditions." Environmental Science & Technology **43**(24): 9321-9328.
SCHOKNECHT U., WEGNER R., HORN W., JANN O. (2003). "Emission of biocides from treated materials - Test procedures for water and air." Environmental Science and Pollution Research **10**(3): 154-161.

SCHOLES L., REVITT D. M., ELLIS J. B. (2008). "A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials." Journal of Environmental Management **88**(3): 467-478.
SCHOLES L., REVITT M., ELLIS J. B. (2003). "A European Project (Daywater) investigating the integration of stormwater source control into sustainable urban water management strategies." Journal of health, Social and Environmental **4**(2): 37-41.
SCHULTZE-RETTMER R. (1995). Lead roofing and rainwater. Düsseldorf, A scientific study commissioned by Bleiberatung.
SEELSAEN N., MCLAUGHLAN R., STUETZ R., MOORE S. (2007). Material Flow Analysis: An Integrated Tool for Stormwater Runoff Management (A Case Study of Copper in stormwater runoff). Conférence Internationale NOVATECH'07, Lyon, Paris.
SEQ-EAU. SYSTEME D'EVALUATION DE LA QUALITE DES COURS D'EAU. VERSION 2 (2003). Paris, Agences de l'Eau. Ministère de l'Environnement et du Développement Durable**:** 106 pp.
SERRANO R., NACHER-MESTRE J., PORTOLES T., AMAT F., HERNANDEZ F. (2011). "Non-target screening of organic contaminants in marine salts by gas chromatography coupled to high-resolution time-of-flight mass spectrometry." Talanta **85**(2): 877-884.
SUTTERLIN H., TRITTLER R., BOJANOWSKI S., STADBAUER E. A., KUMMERER K. (2007). "Fate of benzalkonium chloride in a sewage sludge low temperature conversion process investigated by LC-LC/ESI-MS/MS." Clean-Soil Air Water **35**(1): 81-87.
TAKAHASHI S., SAKAI E., SUGIYAMA T. (2007). "Study on leaching of hexavalent chromium from hardened concretes using tank leaching test." Journal of Advanced Concrete Technology **5**(2): 201-207.
TEEMUSK A., MANDER U. (2007). "Rainwater runoff quantity and quality performance from a greenroof: The effects of short-term events." Ecological Engineering **30**(3): 271-277.
THUYET D. Q., JORGENSON B. C., WISSEL-TYSON C., WATANABE H., YOUNG T. M. (2012). "Wash off of imidacloprid and fipronil from turf and concrete surfaces using simulated rainfall." Science of the Total Environment **414**: 515-524.
TOGERO A. (2006). "Leaching of hazardous substances from additives and admixtures in concrete." Environmental Engineering Science **23**(1): 102-117.
TROWSDALE S. A., SIMCOCK R. (2011). "Urban stormwater treatment using bioretention." Journal of Hydrology **397**(3-4): 167-174.
TYACK N., HEDGES P., SMISSION R. (1992). The use of sewage settling velocity grading in combined sewer overflow design. Proc., Int. Conf. NOVATECH'92, Lyon, France.
USEPA (2006). Registration eligibility decision for alkyl-dimethyl-benzyl-ammonium chloride (ADBAC)**:** 113.
VAN DE VOORDE A. (2012). Incidence des pratiques d'entretien des toitures sur la qualité des eaux de ruissellement. Cas des traitements par produits biocides., Université Paris-Est. **Thèse de doctorat:** 276.
VANDER LINDEN W. K. (2008). Wet Weather Performance of an Extensive Vegetated Roof in Waterloo, Ontario, University of Waterloo (Canada). **Master thesis:** 128.
VERBANCK M. (1994). "Contribution des episodes pluvio-orageux à la charge polluante annuelle évacuée par le réseau unitaire Maelbeek - émissaire de Bruxelles." La Houille Blanche **1/2**: 41-49.
VERBANCK M. A. (1995). "Capturing and releasing settleable solids - the significance of dense undercurrents in combined sewer flows." Water Science and Technology **31**(7): 85-93.
WALLINDER I. O., LEYGRAF C., KARLEN C., HEIJERICK D., JANSSEN C. R. (2001). "Atmospheric corrosion of zinc-based materials: runoff rates, chemical speciation and ecotoxicity effects." Corrosion Science **43**(5): 809-816.

WEIGEL S., BESTER K., HUHNERFUSS H. (2001). "New method for rapid solid-phase extraction of large-volume water samples and its application to non-target screening of North Sea water for organic contaminants by gas chromatography-mass spectrometry." Journal of Chromatography A **912**(1): 151-161.

XIAO Q. F., MCPHERSON E. G. (2011). "Performance of engineered soil and trees in a parking lot bioswale." Urban Water Journal **8**(4): 241-253.

YANG H. B., MCCOY E. L., GREWAL P. S., DICK W. A. (2010). "Dissolved nutrients and atrazine removal by column-scale monophasic and biphasic rain garden model systems." Chemosphere **80**(8): 929-934.

ZGHEIB S. (2009). Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire., Ecole nationale des Ponts et Chaussées. **Thèse de doctorat:** 349 p.

VII. Notice bibliographique

Curriculum Vitae

Marie-Christine GROMAIRE née MERTZ
née le 21/06/1971 à Sélestat (67) - 41 ans
nationalité française, mariée, 3 enfants

Chargée de recherche CR1 du MEEDM, en poste à l'Ecole des Ponts ParisTech

Laboratoire Eau Environnement Systèmes Urbains (LEESU, ex CEREVE)
6 et 8 av. Blaise Pascal, Cité Descartes, Champs sur Marne
77455 Marne la Vallée Cedex 2

Téléphone : 01.64.15.37.60 Télécopie : 01.64.15.37.64
Mel : gromaire@leesu.enpc.fr

Diplômes et titres universitaires

- **Diplôme d'ingénieur** de l'Institut National Polytechnique de Grenoble (INPG), obtenu à l'**Ecole Nationale Supérieure d'Hydraulique et de Mécanique de Grenoble** (ENSHMG), option Ressources en Eau et Aménagements. ***Mention Bien***. (**1994**)

- **Diplôme d'Etudes Approfondies** en Mécanique des Milieux Géophysiques et Environnement, option cycle de l'eau, obtenu à l'**université Joseph Fourier de Grenoble**. ***Mention Très Bien.*** (**1994**)

- **Thèse de doctorat** de l'**Ecole Nationale des Ponts et Chaussées,** spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement. (**1998**)

  « La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines». Thèse réalisée au Centre d'Enseignement et de Recherche pour l'Eau la Ville et l'Environnement (CEREVE, centre de recherche commun à l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, l'Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts et l'université Paris XII – Val de Marne), sous la direction du Professeur Michel Desbordes (professeur à l'université Montpellier II) et supervisée par Monsieur G. Chebbo, directeur de recherche au CEREVE.

  Mention très honorable avec les félicitations du jury.
  Prix du Comité Français de la Recherche sur la Pollution de l'Eau, CFRP/SIAAP 1999.
  Lettre de félicitations du jury du prix Henry Milon 1999 (prix décerné par la Société d'Hydrotechnique de France).

Déroulement de carrière

1999 – 2003 : chargée de recherche contractuelle au CEREVE sur la *Pollution des Rejets Urbains par Temps de Pluie*.
2003 – 2005 : CR2 stagiaire du ministère de l'équipement (titularisation au 01 mars 2005), affectée au CEREVE
2005 – 2007 : CR2 du ministère de l'équipement, affectée au CEREVE
2008 – 2012: CR1 du MEEDM, affectée au LEESU

Publications scientifiques et techniques

Synthèse

	1994-2000 Thèse et post-thèse	2001-2006	2007-2012 6 dernières années	Total
Publications dans des revues internationales	3	9	16	28
Publications dans des revues françaises	2	17	6	25
Communications à des conférences internationales avec actes	8	12	20	40
Communications à des conférences nationales	5	9	8	22

Revues internationales à comité de lecture

RI.1. VAN-DE-VOORDE A., LORGEOUX C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2012). "Analysis of quaternary ammonium compounds in urban stormwater samples." *Environmental Pollution*, 164, 150-157.

RI.2. BRESSY A., GROMAIRE M.C., LORGEOUX C., SAAD M., LEROY F. & CHEBBO G. (2012). "Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment." *Water Research*, in press, http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.017.

RI.3. BRESSY A., GROMAIRE M.C., LORGEOUX C. & CHEBBO G. (2011). "Alkylphenols in atmospheric deposits and urban runoff." *Water Science and Technology*, 63, 671-679.

RI.4. GROMAIRE, M. C., ROBERT-SAINTE, P., BRESSY, A., SAAD, M., DE GOUVELLO, B. & CHEBBO, G. (2011). Zn and Pb emissions from roofing materials - modelling and mass balance attempt at the scale of a small urban catchment. *Water Science and Technology*, 63, 2590-2597.

RI.5. GASPERI, J., GROMAIRE, M., KAFI, M., MOILLERON, R. & CHEBBO, G. (2010). Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. *Water Research*, 44, 5875-5886.

RI.6. CHEBBO G. & GROMAIRE M.C. (2009). "VICAS-An Operating Protocol to Measure the Distributions of Suspended Solid Settling Velocities within Urban Drainage Samples." *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 135(9), 768-775.

RI.7. GASPERI J., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2009). "Settling Velocity Grading of Particle Bound PAHs: Case of Wet Weather Flows within Combined Sewer Systems." *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 135(11), 1155-1160.

RI.8. 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 Science and Technology*, 59(8), 1471-1478.

RI.9. ROBERT-SAINTE P., GROMAIRE M.C., DE GOUVELLO B., SAAD M. & CHEBBO G. (2009). "Annual Metallic Flows in Roof Runoff from Different Materials: Test-Bed Scale in Paris Conurbation." *Environmental Science & Technology*, 43(15), 5612-5618.

RI.10. GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2008). "Wastewater quality and pollutant loads in combined sewers during dry weather periods." *Urban Water Journal*, 5(4), 305-314.

RI.11. GROMAIRE M.C., KAFI-BENYAHIA M., GASPERI J., SAAD M., MOILLERON R. & CHEBBO G. (2008). "Settling velocity of particulate pollutants from combined sewer wet weather discharges." *Water Science and Technology*, 58(12), 2453-2465.

RI.12. JOANNIS C., RUBAN G., GROMAIRE M.C., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. & CHEBBO G. (2008). "Reproducibility and uncertainty of wastewater turbidity measurements." *Water Science and Technology*, 57(10), 1667-1673.

RI.13. KAFI M., GASPERI J., MOILLERON R., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2008). "Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris." *Water Research*, 42(3), 539-549.

RI.14. OMS C., GROMAIRE M.C., SAAD M., MILISIC V. & CHEBBO G. (2008). "Bed shear stress evaluation in combined sewers." *Urban Water Journal*, 5(3), 219-229.

RI.15. ZGHEIB S., GROMAIRE M.C., LORGEOUX C., SAAD M. & CHEBBO G. (2008). "Sterols: a tracer of organic matter in combined sewers." *Water Science and Technology*, 57(11), 1705-1712.

RI.16. THEVENOT D.R., MOILLERON R., LESTEL L., GROMAIRE M.C., ROCHER V., CAMBIER P., BONTE P., COLIN J.L., DE PONTEVES C. & MEYBECK M. (2007). "Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994-2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn." *Science of the Total Environment*, 375(1-3), 180-203.

RI.17. KAFI-BENYAHIA M., GROMAIRE M.G. & CHEBBO G. (2005). "Spatial variability of characteristics and origins of urban wet weather pollution in combined sewers." *Water Science and Technology*, 52(3), 53-62.

RI.18. OMS C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2005). "Nature and dynamic behaviour of organic surface layer deposits during dry weather." *Water Science and Technology*, 52(3), 103-110.

RI.19. CHEBBO G. & GROMAIRE M.C. (2004). "The experimental urban catchment 'Le Marais' in Paris: what lessons can be learned from it?" *Journal of Hydrology*, 299(3-4), 312-323.

RI.20. CHEBBO G., ASHLEY R. & GROMAIRE M.C. (2003). "The nature and pollutant role of solids at the water-sediment interface in combined sewer networks." *Water Science and Technology*, 47(4), 1-10.

RI.21. KANSO A., GROMAIRE M.C., GAUME E., TASSIN B. & CHEBBO G. (2003). "Bayesian approach for the calibration of models: application to an urban stormwater pollution model." *Water Science and Technology*, 47(4), 77-84.

RI.22. OMS C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2003). "In situ observation of the water-sediment interface in combined sewers, using endoscopy." *Water Science and Technology*, 47(4), 11-18.

RI.23. GROMAIRE M.C., CHEBBO G. & CONSTANT A. (2002). "Impact of zinc roofing on urban runoff pollutant loads: the case of Paris." *Water Science and Technology*, 45(7), 113-122.

RI.24. CHEBBO G., GROMAIRE M.C., AHYERRE M. & GARNAUD S. (2001). "Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the "Marais" experimental urban catchment in Paris." *Urban Water*, 3(1-2), 3-15.

RI.25. GROMAIRE M.C., GARNAUD S., SAAD M. & CHEBBO G. (2001). "Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers." *Water Research*, 35(2), 521-533.

RI.26. GROMAIRE M.C., GARNAUD S., AHYERRE M. & CHEBBO G. (2000). "The quality of street cleaning waters: comparison with dry and wet weather flows in a parisian combined sewer system." *Urban Water*, 2(1), 39-46.

RI.27. GROMAIRE-MERTZ M.C., GARNAUD S., GONZALEZ A. & CHEBBO G. (1999). "Characterisation of urban runoff pollution in Paris." *Water Science and Technology*, 39(2), 1-8.

RI.28. GROMAIRE-MERTZ M.C., CHEBBO G. & SAAD M. (1998). "Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems: The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris." *Water Science and Technology*, 37(1), 35-43.

Revues françaises à comité de lecture

RF.1. VAN DE VOORDE, A., LORGEOUX, C., CHEBBO, G. & GROMAIRE, M. C. (2011). Incidence des pratiques d'entretien des toitures sur la qualité des eaux de ruissellement. *TSM*, 10, 34-40.

RF.2. BRESSY, A., GROMAIRE, M. C., LORGEOUX, C., SAAD, M., LEROY, F. & CHEBBO, G. (2011a). Contamination des eaux pluviales d'un bassin versant résidentiel dense amont. *TSM*, 4, 28-36.

RF.3. BRESSY, A., GROMAIRE, M. C., LORGEOUX, C., SAAD, M., LEROY, F. & CHEBBO, G. (2011b). Incidence des modes alternatifs de gestion des eaux de ruissellement sur les flux d'eau et de contaminants. *TSM*, 4, 37-49.

RF.4. ROBERT-SAINTE, P., GROMAIRE, M. C., DE GOUVELLO, B., SAAD, M. & CHEBBO, G. (2011). Quantification et modélisation des émissions de métaux par les matériaux de couverture des bâtiments. *TSM*, 5, 41-54.

RF.5. BRESSY A., GROMAIRE M.C., ROBERT-SAINTE P., SAAD M. & CHEBBO G. (2009). "Gestion à l'amont des eaux pluviales. Incidence sur les flux hydrauliques et la contamination métallique." *TSM*, 7/8, 78-86.

RF.6. GROMAIRE M.C., CABANE P., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. & CHEBBO G. (2007). "Utilisation des modèles de calcul des flux polluants en assainissement - Résultats d'une enquête en France." *La Houille Blanche*(2), 94-98.

RF.7. CHEBBO G., GROMAIRE M.C., MOILLERON R., VARRAULT G., AIRES N., CONSTANT A. & ROUSSELOT O. (2006). "OPUR: un observatoire des polluants urbains en Ile de France." *TSM*, 11, 11-22.

RF.8. GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2006a). "Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant en temps sec dans le réseau d'assainissement unitaire parisien." *TSM*, 23-34.

RF.9. GASPERI J., KAFI-BENYAHIA M., LORGEOUX C., MOILLERON R., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2006b). "Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant en temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien." *TSM*, 11, 35-50.

RF.10. GROMAIRE M.C., KAFI-BENYAHIA M., GASPERI J., SAAD M., MOILLERON R. & CHEBBO G. (2006a). "Vitesse de sédimentation des polluants particulaires des effluents unitaires de temps de pluie." *TSM*, 11, 51-62.

RF.11. GROMAIRE M.C., OMS C., KAFI-BENYAHIA M., SAAD M. & CHEBBO G. (2006b). "Localisation, nature et dynamique des dépôts à l'interface eau-sédiments en réseau d'assainissement unitaire." *TSM*, 11, 63-72.

RF.12. KAFI-BENYAHIA M., GASPERI J., GROMAIRE M.C., MOILLERON R. & CHEBBO G. (2006a). "Contribution de différentes sources aux flux de polluants véhiculés par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien." *TSM*, 11, 107-121.

RF.13. KAFI-BENYAHIA M., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2006b). "Représentativité des prélèvements par préleveurs automatiques dans un réseau d'assainissement unitaire: cas d'OPUR." *La Houille Blanche*, 4, 113-120.

RF.14. KAFI-BENYAHIA M., GROMAIRE M.C., SAAD M. & CHEBBO G. (2006c). "Dynamique de transfert de l'eau et des polluants par temps sec et par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien." *TSM*, 11, 73-86.

RF.15. RUBAN G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., CHEBBO G., GROMAIRE M.C. & JOANNIS C. (2006). "Précision et reproductyibilité du mesurage de la turbidité des eaux résiduaires urbaines." *La Houille Blanche*, 4, 129-135.

RF.16. CHEBBO G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., GROMAIRE M.C. & AIRES N. (2003a). "Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesse de chute: description des protocoles de mesure." *TSM*, 12, 50-58.

RF.17. CHEBBO G., GROMAIRE M.C. & LUCAS E. (2003b). "Protocole VICAS - mesure de la vitesse de chute des MES dans les effluents urbains." *TSM*, 12, 39-49.

RF.18. GROMAIRE M.C., SAAD M. & CHEBBO G. (2003). "Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesse de chute: analyse des méthodes de mesure." *TSM*, 12, 59-68.

RF.19. GROMAIRE M.C., CHEBBO G., CABANE P. & BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. (2002). "Operational use of urban drainage pollutant load models - Results from a French survey." *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau*(2), 94-98.

RF.20. GROMAIRE-MERTZ M.C., CHEBBO G. & SAAD M. (2001a). "Le bassin versant expérimental du Marais." *TSM*, 5, 21-29.

RF.21. GROMAIRE-MERTZ M.C., GONZALEZ A., GARNAUD S. & CHEBBO G. (2001b). "Caractérisation des eaux urbaines." *TSM*, 5, 41-52.

RF.22. GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2001). "Evaluation des incertitudes de mesure des concentrations en polluants en réseau d'assainissement." *La Houille Blanche*, 6-7, 109-114.

RF.23. GROMAIRE M.C., GARNAUD S., MOILLERON R. & CHEBBO G. (2001). "Contribution de différentes sources à la pollution des effluents unitaires de temps de pluie." *TSM*, 5, 72-80.

RF.24. GROMAIRE-MERTZ M.C. (2000). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire - Caractéristiques et origines." *La Houille Blanche*, 2, 66-70.

RF.25. GROMAIRE-MERTZ M.C., CHEBBO G., SAAD M. & MOUCHEL J.M. (1997). "Le bassin versant expérimental du Marais à paris: origines et caractéristiques de la pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire." *La Houille Blanche*, 7, 52-58.

Communications à des conférences internationales avec actes (O : orale, A : affiche)

CI.1. SEIDL, M., GROMAIRE M.C. & DE GOUVELLO, B. (2012). The effect of roof and rain-event type on pollutant balance of green roofs. *Urban Environmental Pollution Conference*, 17-20 juin, Amsterdam (Pays-Bas). (O)

CI.2. DE GOUVELLO, B., NGUYEN-DEROCHE, T. L. N., LUCAS, F. & GROMAIRE M.C. (2012). Definition of an overall methodological strategy to analyze and improve the French RWH regulation on quality topic. *3rd IWA Rainwater Harvesting Management International Conference (IWA-RWHM)*, 20-24 mai, Goseong (Korea). (O)

CI.3. BRESSY, A., GROMAIRE, M. C. & CHEBBO, G. (2011). Behavior of flooding source control systems for frequent rain events: effect on pollutant loads. *12th International Conference on Urban Drainage (ICUD)*, 11-16 septembre, Porto Alegre (Brasil). (O)

CI.4. NGUYEN-DEROCHE, T. L. N., DE GOUVELLO, B., LUCAS, F., MOULIN, L., SAAD, M. & GROMAIRE, M.C. (2011). Rainwater harvesting in dwelling houses in France: current regulatory context and quality issues. *12th International Conference on Urban Drainage (ICUD)*, 11-16 septembre, Porto Alegre (Brasil). (O)

CI.5. VAN DE VOORDE, A., LORGEOUX, C., CHEBBO, G. & GROMAIRE, M.C. (2011). Roof maintenance impacts on roof runoff quality in France. *12th International Conference on Urban Drainage (ICUD)*. Porto Alegre (Brasil): IWA. (O)

CI.6. NGUYEN-DEROCHE, T. L. N., SAAD, M., GROMAIRE, M.C., MOULIN, L. & LUCAS, F. (2011). Quality of roof harvested rain water from houses in Île de France area. *15th International Conference on rainwater harvesting systems*, 29 March - 4 April, Taiwan. (O)

CI.7. ARAMBOUROU H., GROMAIRE M.C., LAVISON G., GARNAUD S., MONCAUT P. & CHEBBO G. (2010). "Conventional settling for the depollution of urban stormwaters in separate sewer systems." *7th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management (NOVATECH 2010)*, Lyon, France. (A)

CI.8. BRESSY A., GROMAIRE M.C., SEIRA J., LORGEOUX C. & CHEBBO G. (2010). "Detention of urban runoff in a park - Effects on organic micropollutants." *7th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management (NOVATECH 2010)*, Lyon, France. (O)

CI.9. GROMAIRE M.C., ROBERT-SAINTE P., BRESSY A., SAAD M., DE GOUVELLO B. & CHEBBO G. (2010). "Zn and Pb emissions from roofing materials - Modelling and mass balance attempt at the scale of a small urban catchment." *7th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management (NOVATECH 2010)*, Lyon, France. (O)

CI.10. BRESSY A., GROMAIRE M.C., LORGEOUX C. & CHEBBO G. (2009). "Occurence et devenir des micropolluants organiques dans les eaux pluviales gérées par des techniques alternatives." *8èmè congrès international du GRUTTEE. Ressources en eau: quels outils scientifiques pour une gestion durable de leur qualité?*, Nancy, France. (O)

CI.11. BRESSY A., GROMAIRE M.-C., LORGEOUX C. & CHEBBO G. (2009). "Alkylphenol contamination in urban runoff." *International conference on Xenobiotics in the Urban Water Cycle (Xenowac 2009)*, Cyprus. (O)

CI.12. VAN DE VOORDE A., CHEBBO G., GROMAIRE M.C. (2009). "Rainwater harvesting: What are the potential effects of roof maintenance on runoff quality? France as an example". 9th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists WWW-YES-Brazil-2009: Urban waters: resource or risks?, Belo Horizonte, MG : Brazil.

CI.13. LACOUR C., JOANNIS C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2008). "Potential of continuous turbidity measurements for improving management of pollutant flows during wet weather." *11th international conference on Urban Drainage (ICUD)*, Edimbourg, Ecosse. (O)

CI.14. ROBERT-SAINTE P., GROMAIRE M.C., DE GOUVELLO B., SAAD M. & CHEBBO G. (2008). "Analysis of the parameters relevant for metal runoff estimation from zinc roofing - a test bed approach in Paris conurbation." *17th International conference on Corrosion (ICC)*, Las Vegas, Etats-Unis. (O)

CI.15. GROMAIRE M.C., SAAD M. & CHEBBO G. (2007). "Settling velocity grading of particle bound pollutants - Evaluation of settling column tests." *5th Conference on Sewer Processes and Networks*, International Water Association (IWA), Delft, The Netherlands. (O)

CI.16. JOANNIS C., RUBAN G., GROMAIRE M.C., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. & CHEBBO G. (2007). "Reproducibility and uncertainty of wastewater turbidity measurements." *5th international conference on Sewer Processes and Nteworks (SPN)*, Delft, Pays-Bas. (O)

CI.17. KAFI M., GROMAIRE M.C., SAAD M. & CHEBBO G. (2007). "Wastewater transfer during dry and wet weather in Parisian combined sewer." *5th Conference on Sewer Processes and Networks*, International Water Organisation (IWA), Delft, The Netherlands. (O)

CI.18. ROBERT-SAINTE P., GROMAIRE M.C., DE GOUVELLO B. & CHEBBO G. (2007). "Metallic loads in roof runoff from zinc materials - Test beds scale in Paris." *11 th International Conference on Diffuse Pollution (DPUD 2007)*, Belo Horizonte, Brésil. (O)

CI.19. ROBERT P., GROMAIRE M.C., DE GOUVELLO B. & CHEBBO G. (2007). "Typology of roofing materials and evaluation of their pollutant potential." *6th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management (Novatech 2007)*, Lyon, France. (O)

CI.20. ZGHEIB S., GROMAIRE M.C., LORGEOUX C., SAAD M. & CHEBBO G. (2007). "Sterols: a tracer of organic matter in combined sewers." *5th Conference on Sewer Processes and Networks*, International Water Organisation (IWA), Delft, The Netherlands. (O)

CI.21. ROBERT P., GROMAIRE-MERTZ M.C., DE GOUVELLO B. & CHEBBO G. (2006a). "The impact of roofing materials on metal runoff in urban stormwater." *5th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists (WWW-YES)*, Vitry-sur-Seine, France. (O)

CI.22. ROBERT P., GROMAIRE M.C., DE GOUVELLO B. & CHEBBO G. (2006b). "The impact of roofing materialq on metal runoff in urban stormwater. (communication par affiche)." International conference Towards the City Surface of Tomorrow, Vienne, Autriche. (A)

CI.23. KAFI-BENYAHIA M., GROMAIRE M.G. & CHEBBO G. (2004). "Spatial variability of characteristics and origins of urban wet weather pollution in combined sewers." *4th International Conference on Sewer Processes and Networks*, Madeira, PORTUGAL. (O)

CI.24. OMS C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2004). "Nature and dynamic behaviour of organic surface layer deposits during dry weather." *4th International Conference on Sewer Processes and Networks*, Madeira, PORTUGAL. (O)

CI.25. KAFI-BENYAHIA M., GROMAIRE-MERTZ M.C. & CHEBBO G. (2003). "Spatial evolution of the characteristics of urban wastewater in combined sewers." *18th European Junior Scientist Workshop on sewer Processes and Networks*, Almograve, Portugal. (O)

CI.26. CHEBBO G., ASHLEY R. & GROMAIRE M.C. (2002). "The nature and pollutant role of solids at the water-sediment interface in combined sewer networks." *3rd International Conference on Sewer Processes and Networks (3rd SPN)*, Paris, France. (O)

CI.27. GROMAIRE M.C., CABANE P., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. & CHEBBO G. (2002). "Operational use of urban drainage pollutant flux models - Results from a french survey." *International conference on Sewer Operation and Maintenance (SOM)*, Bradford, UK. (O)

CI.28. KANSO A., GROMAIRE M.C., GAUME E., TASSIN B. & CHEBBO G. (2002). "Bayesian approach for the calibration of models: application to an urban stormwater pollution model." *3rd International Conference on Sewer Processes and Networks (3rd SPN)*, Paris, France. (O)

CI.29. OMS C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2002). "In situ observation of the water-sediment interface in combined sewers, using endoscopy." *3rd International Conference on Sewer Processes and Networks (3rd SPN)*, Paris, France. (O)

CI.30. GROMAIRE M.C., CHEBBO G. & CONSTANT A. (2001a). "Impact of zinc roofing on urban runoff pollutant loads: the case of Paris." *Novatech'01*, Lyon, France. (O)

CI.31. GROMAIRE M.C., WAINTROP N., CHEBBO G. & CONSTANT A. (2001b). "Importance of zinc roofs in Paris and their impact on urban runoff pollutant loads." *4th International Conference on Innovative Technologies in Urban Drainage (NOVATECH 2001)*, Lyon, France. (O)

CI.32. OMS C., GROMAIRE M.C., DE SUTTER R. & CHEBBO G. (2001). "Measurement of local bed shear stress in combined sewers." *Urban Drainage Modelling Symposium (UDM)*, Orlando, USA. (O)

CI.33. CHEBBO G., GROMAIRE M.C., GARNAUD S., AHYERRE M., GONZALEZ A., CONSTANT A. & TABUCHI J.P. (2000). "Production and transfer of wet weather flows in Paris' combined sewer." *1st World water Congress of the International Water Association*, Paris, France. (A)

CI.34. GROMAIRE M.C., GARNAUD S., AHYERRE M., CHEBBO G., CONSTANT A. & TABUCHI J.P. (2000). "Quality of street cleaning waters: comparison with dry and wet weather flows in Paris' combined sewer." *1st World water Congress of the International Water Association*, Paris, France. (A)

CI.35. TASSIN B., DELBEC M., GAUME E., GROMAIRE M.C., KANSO A. & MOUCHEL J.M. (2000a). "Models of urban water management. Examples along the water pathways." *Symposium on Environmental Science and Engineering with related Mathematical problems (ISFMA)*, Hangzou, Chine. (O)

CI.36. TASSIN B., DELBEC M., GAUME E., GROMAIRE M.C., KANSO A. & MOUCHEL J.M. (2000b). "Modélisation de la gestion de l'eau en ville: exemples le long du cheminement des eaux." *Congrès international de mathématiques appliquées pour les sciences de l'ingénieur (CIMASI2000)*, Casablanca, Maroc. (O)

CI.37. CHEBBO G., GROMAIRE M.C., GARNAUD S. & GONZALEZ A. (1999). "The experimental Urban catchment "Le Marais" in Paris." *7th international conference on Urban Storm Drainage (ICUD)*, Sydney, Australia. (O)

CI.38. GROMAIRE M.C., CHEBBO G., CONSTANT A., TABUCHI J.P. & DESBORDES M. (1999). "Suspended solids and organic matter in combined sewers: characteristics, sources and implication on CSO management." *7th international conference on Urban Storm Drainage (ICUD)*, Sysney, Australia. (O)

CI.39. GROMAIRE-MERTZ M.C., GARNAUD S., GONZALEZ A. & CHEBBO G. (1998). "Characterisation of urban runoff pollution in Paris." *3rd International Conference on*

Innovative Technologies in Urban Storm Drainage (NOVATECH 1998), Lyon, France. (O)

CI.40. GROMAIRE-MERTZ M.C., CHEBBO G. & SAAD M. (1997). "Origins and characteristics of urban wet weather pollution in combined sewer systems: The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris." *2nd International Conference on the Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor*, Aalborg, Denmark. (O)

Communications à des conférences nationales (O : orale, A : affiche)

CN.1. BRESSY, A., GROMAIRE, M. C., LORGEOUX, C., SAAD, M., LEROY, F. & CHEBBO, G. (2011). Contamination des eaux pluviales d'un bassin versant résidentiel dense amont. *Journée scientifique OPUR « Polluants prioritaires et autres contaminants dans les eaux pluviales urbaines »,* 8 juin, Marne la Vallée.

CN.2. BRESSY, A., GROMAIRE, M. C., LORGEOUX, C., SAAD, M., LEROY, F. & CHEBBO, G. (2011). Incidence des modes alternatifs de gestion des eaux de ruissellement sur les flux d'eau et de contaminants. *Journée scientifique OPUR « Polluants prioritaires et autres contaminants dans les eaux pluviales urbaines »,* 8 juin, Marne la Vallée.

CN.3. ROBERT-SAINTE, P., GROMAIRE, M. C., DE GOUVELLO, B., SAAD, M. & CHEBBO, G. (2011). Quantification et modélisation des émissions de métaux par les matériaux de couverture des bâtiments. *Journée scientifique OPUR « Polluants prioritaires et autres contaminants dans les eaux pluviales urbaines »,* 8 juin, Marne la Vallée.

CN.4. VAN DE VOORDE, A., LORGEOUX, C., CHEBBO, G. & GROMAIRE, M. C. (2011). Incidence des pratiques d'entretien des toitures sur la qualité des eaux de ruissellement. *22èmes Journées Scientifiques de l'Environnement*, 1-3 février, Créteil.

CN.5. GROMAIRE M.C., BRESSY A., CHEBBO G. (2010). Incidence de différents modes de gestion à l'amont des pluviales sur la contamination en microolluants. *3ème Forum National sur la Gestion Durable des Eaux Pluviales*, 29-30 septembre, Douai.

CN.6. VAN DE VOORDE, A., LORGEOUX, C., CHEBBO, G. & GROMAIRE, M. C. (2010). Incidence des pratiques d'entretien des toitures sur la qualité des eaux de ruissellement. 4ème Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine (JDHU), 16-17 novembre, Marne la Vallée.

CN.7. VAN DE VOORDE A., TCHANG-MINH A., DE GOUVELLO B., CARRE C., CHEBBO G. & GROMAIRE M.C. (2009). "Stockage/utilisation des eaux de pluie: quelle(s) incidence(s) des pratiques d'entretien des toitures sur la qualité et le potentiel d'usage des eaux de ruissellement?" *Colloque ASEES "Réutilisation des eaux de pluie, grises ou usées - Impacts sanitaires et Environnementaux"*, Aix en Provence, France. (O)

CN.8. BRESSY A., GROMAIRE M.-C., ROBERT-SAINTE P., SAAD M. & CHEBBO G. (2008). "Incidence de divers modes de gestion à l'amont des eaux pluviales sur les flux hydrauliques et sur la contamination en métaux lourds." *3èmes Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine (JDHU)*, Nancy, France. (O)

CN.9. ROBERT P., GROMAIRE M.C., DE GOUVELLO B. & CHEBBO G. (2006a). "Impact des matériaux de toitures sur la contamination métallique des eaux de ruissellement urbaines." *17èmes journées scientifiques de l'environnement (JSE) "Le citoyen, la Ville et l'Environnement"*, Créteil, France. (O)

CN.10. ROBERT P., GROMAIRE M.C., DE GOUVELLO B. & CHEBBO G. (2006b). "Impact des matériaux de toitures sur la contamination métallique des eaux de ruissellement urbaines." *2èmes Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine (JDHU)*, Nantes, France. (O)

CN.11. GROMAIRE M.C., CABANE P., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. & CHEBBO G. (2005). "Utilisation des modèles de calcul des flux polluants en assainissement - résultats d'une enquête en France." *2ème Conférence SHF/ASTEE/GRAIE Autosurveillance, diagnostique permanent et modélisation des flux polluants en réseaux d'assainissement urbains.*, Marne la Vallée, France. (O)

CN.12. KAFI-BENYAHIA M., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2005). "Représentativité des prélèvements par préleveurs automatiques dans un réseau d'assainissement unitaire: cas d'OPUR." *2ème Conférence SHF/ASTEE/GRAIE Autosurveillance, diagnostique permanent et modélisation des flux polluants en réseaux d'assainissement urbains.*, Marne la Vallée, France. (O)

CN.13. RUBAN G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., CHEBBO G., GROMAIRE M.C. & JOANNIS C. (2005). "Précision et reproductibilité du mesurage de la turbidité des eaux résiduaires urbaines." *2ème Conférence SHF/ASTEE/GRAIE Autosurveillance, diagnostique permanent et modélisation des flux polluants en réseaux d'assainissement urbains.*, Marne la Vallée, France. (O)

CN.14. CHEBBO G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., GROMAIRE M.C. & AIRES N. (2004a). "Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesse de chute: description des protocoles de mesure." *Journée ASTEE sur la bassins de stockage-décantation.*, Paris. (O)

CN.15. CHEBBO G., GROMAIRE M.C. & LUCAS E. (2004b). "Protocole VICAS - mesure de la vitesse de chute des MES dans les effluents urbains." *Journée ASTEE sur la bassins de stockage-décantation.*, Paris. (O)

CN.16. GROMAIRE M.C., SAAD M. & CHEBBO G. (2004). "Répartition des polluants des eaux urbaines par classes de vitesse de chute: analyse des méthodes de mesure." *Journée ASTEE sur la bassins de stockage-décantation.*, Paris. (O)

CN.17. OMS C., GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2002). "Localisation et observation de l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire." *13èmes journées du DEA Sciences et Techniques de l'Environnement*, Créteil, France. (O)

CN.18. GROMAIRE M.C. & CHEBBO G. (2000). "Evaluation des incertitudes de mesure des concentrations en polluants en réseau d'assainissement." *Colloque SHF-GRAIE sur l'Autosurveillance et la mesure en réseau d'assainissement*, Lyon, France. (O)

CN.19. CHEBBO G., SAGET A., GROMAIRE M.C. & AHYERRE M. (1999). "Flux de pollution dans les rejets urbains par temps de pluie." *Crues de la normale à l'extrême. Colloque d'hydrotechnique. 160èmè session du Comité Scientifique et Technique.*, Lyon. (O)

CN.20. GROMAIRE-MERTZ M.C., CHEBBO G. & SAAD M. (1997). "Conception et équipement d'un bassin versant expérimental en milieu urbain: le bassin versant du Marais à Paris." *8èmes journées du DEA Sciences et techniques de l'Environnement*, Paris, France. (O)

CN.21. GROMAIRE-MERTZ M.C., CHEBBO G. & SAAD M. (1997a). "Origines et caractéristiques de la pollution des eaux pluviales urbaines en milieu urbain." Colloque Eaux dans la Ville, Bordeaux, France. (A)

CN.22. Gromaire-Mertz M.C., Garnaud S., Gonzalez A., Ahyerre M., Duclos Y., Saad M., Chebbo G., Mouchel J.M. & Thevenot D. (1997b). "Le bassin versant expérimental du Marais à Paris. " Colloque Eaux dans la Ville, Bordeaux, France. (A)

Encadrement de travaux scientifiques d'étudiants

Synthèse

	1994-2000 Thèse et post-thèse	2001-2006	2007-2012 6 dernières années	Total
Doctorants	0	2	4	6
DEA / Master	3	9	7	19
2ème cycle	7	9	14	30

Co-encadrement de doctorants

Nom	Sujet	Soutenance
OMS Claire	Localisation, nature et dynamique de l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire.	2003
KAFI-BENYAHIA Mounira	Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien.	2006
ROBERT-SAINTE Pauline	Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement.	2009
BRESSY Adèle	Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effet de différents modes de gestion des eaux pluviales.	2010
VAN DE VOORDE Antoine	Incidence des matériaux et des pratiques d'entretien des toitures sur la qualité des eaux de ruissellement.	2012
SELLAMI Emna	Influence de l'urbanisme et des pratiques de gestion du patrimoine bâti sur la modélisation des flux de contaminants émis par les toitures à l'échelle urbaine.	Thèse en cours

Participation à comité de thèse

Nom	Sujet	Soutenance
LAMPREA Katerine	Origine des polluants en milieu urbain	2009
SCHWAGER Julie	Les toitures végétalisée : puits ou sources de polluants ?	Thèse en cours
SEBASTIAN Christelle	Mesure et modélisation des flux de micropolluants à l'échelle d'un bassin versant urbain muni d'un système de rétention - Approche globale	Thèse en cours

Encadrement ou co-encadrement d'étudiants en DEA / MASTER

Nom	Sujet	Année	Formation
NEGRO S.	Les toitures végétalisées, sources ou piège de polluants ?	2012	Master Hydroscience, Liban
RAMMAL M.	Modélisation des pertes au ruissellement dans un ouvrage de rétention enherbé	2012	
CHAABAN A.A.	Impact des substrats de végétalisation extensive de toiture sur la qualité des eaux de ruissellement.	2011	
COURTIER-ARNOUX R.	Modélisation du fonctionnement hydrologique des petits bassins versants urbains pour les pluies fréquentes	2011	Master SAGE
GHIGLIA L.	Suivi de la qualité de l'eau d'écoulement issue de toitures végétalisées. Mise au point méthodologique pour l'analyse de ces échantillons	2011	
NOHRA Y.	Toitures terrasses et toitures terrasses végétalisées : risques de contamination des eaux de ruissellement par les matériaux de construction	2010	Master Hydroscience, Liban
ARAMBOURO U H.	Caractérisation du fonctionnement d'un ouvrage de stockage décantation des eaux pluviales urbaines : cas de la galerie de stockage décantation Tolbiac-Masséna (Paris).	2008	Master SAGE
ZGHEIB S.	Application des stérols comme traceurs de l'origine de la matière organique dans les effluents unitaires de temps de pluie.	2006	
EL HAJJ H.	Fiabilité et précision de la mesure en continu de la turbidité en réseau d'assainissement.	2005	DEA STE
MORALES S.	Les matériaux de toitures comme source de contamination métallique des eaux de ruissellement, cas des toitures parisiennes.	2005	DEA STE
MUCA E.	Distribution des polluants contenus dans les eaux pluviales urbaines par classes de vitesses de chute des particules.	2004	DEA STE
BHOURI R.	Distribution des polluants contenus dans les eaux pluviales urbaines par classes de vitesses de chute des particules. Application aux échantillons des sites OPUR.	2003	DEA STE
PLOTTON V.	Evolution spatiale des caractérsitiques des effluents urbains.	2003	DEA STE
DIEUPART-RUEL L.	Etude de l'accumulation-érosion de l'interface eau-sédiments en réseau d'assainissement unitaire.	2002	DEA STE
EDDIK S.	Répartition des polluants particulaires contenus dans les eaux urbaines par classes de vitesses de chute.	2002	DEA STE
PALARIC R.	Répartition des polluants particulaires contenus dans les eaux urbaines par classes de vitesse de chute.	2001	DEA STE
BERRI N.	Evaluation du taux de cisaillement dans les réseaux d'assainissement.	2000	DEA STE
KANSO A.	Calage et validation des modèles de calcul des flux polluants sur les bassins versants urbains.	2000	DEA STE
DULAC P.	Contribution des eaux de ruissellement à la pollution en réseau unitaire.	1997	DEA STE

Autres encadrements

Stages ingénieurs

Nom	Sujet	Année	Formation
COURTIER-ARNOUX R.	La contamination en hydrocarbures des eaux de ruissellement urbaines. Bilan des connaissances scientifique et analyse de l'adéquation des dispositifs de gestion	2010	Ecole Nationale des Travaux Publics d'Etat
MARTINELLI C.	Flux de métaux dans les bassins versants et modèle de caractérisation des toitures: cas de Paris.	2005	Ecole des Mines de Paris
BUSER C.	Traitement de la base de données TIGRE. Traitement d'images.	2004	Ecole Polytechnique Fédérale de Zürich
EL MOHTAR F. , JAMMOUL S.	Caractérisation des polluants des eaux pluviales urbaines	2005	
NOURREDINE F. & EL-HUSSEINY S.	Localisation des sources potentielles de polluants sur la zone atelier OPUR au moyen d'un SIG.	2004	
ABDALLAH R.	Localisation et contribution des dépôts organiques constitués dans le réseau d'assainissement unitaire à la pollution des eaux pluviales.	2003	Département Génie Civil, Université Libanaise
EL HACHEM R.	Modélisation du fonctionnement hydraulique des bassins versants expérimentaux OPUR au moyen du logiciel MOUSE.	2003	
KANJ F.	Calage et validation des modèles d'accumulation et d'entraînement des polluants sur les voiries.	1999	
OWEN F.	The evaluation of fluxes and origins of urban wet weather pollution at an annual scale, by using data obtained from an experimental catchment in Paris.	1999	Department of Civil Engineering, Aston University
WICHLINSKI I.	Etude sur la modélisation de l'accumulation et de l'entraînement des polluants sur la chaussée.	1999	Ecole des Ingénieurs de la Ville de Paris

Stages de maîtrise et master1

MBAYE A.	Etude de l'effet des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur les flux des éléments traces en Ile de France	2009	Master I Bioressources, Université Paris XII
ELKHOURY-MAROUN M., ZGHEIB S.	Recherche d'un traceur de la contribution des dépôts organiques constitués en réseau d'assainissement unitaire à la pollution des eaux pluviales	2004	Faculté de santé publique II, Université libanaise
FOUCAT E., FREZIERE M.	Etude de l'accumulation de la pollution par temps sec sur les chaussées urbaines	1997	Maîtrise de chimie, Paris XII

Stages scientifiques

GRENAULT B.	Etude des eaux de ruissellement de chaussée Analyse qualitative et quantitative de l'eau	2012	Stage de 1ère année, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées
FARGIER M.	Identification de micropolluants potentiellement émis aux eaux de ruissellement par le secteur automobile	2012	
GARDEY DE SOOSE T.	Modélisation des processus d'émission d'une molécule biocide dans les eaux de ruissellement de toiture	2012	
MANESSI B.	Evaluation à m'échelle locale des risques lies au lessivage desproduits de traitement des toitures	2011	
MATTONI G.	Evaluation de la pollution des eaux pluviales due aux pratiques de démoussage des toitures	2011	
DE LA BIGNE M.	Etude de la réalisation d'un simulateur de pluie	2010	
LAURENT A.	Enquête sur les pratiques en matière de traitement de toiture	2010	
MANTHA B.	Quantification of metallic roofing surfaces at an urban catchment scale.	2009	Indian Institut of technology Kharagpur
CHRETIEN J.	Analyse du fonctionnement hydrologique de petits bassins urbains, munis de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales.	2009	Stage de 1ère année, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées
PLANCHENAULT N.	Création d'une base de données sur la pollution des eaux de ruissellement de toitures.	2009	
WEISS J.B.	Vers un modèle d'émission de métaux par les toitures des bassins versants urbains.	2009	
LE MAOUT E.	Modélisation de la transformation pluie-débit sur de petits bassins versants urbains. Effet des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales.	2008	
QUILEZ A., CRIBELLIER M.	Rapport sur la création d'un site Web pour la valorisation de travaux de recherche (hydrologie urbaine).	2004	
THIREAU S.	Création d'une base de données permettant l'exploitation des campagnes de mesures de l'Observatoire Partisien de la Pollution des eaux Urbaines (OPUR).	2003	
WAINTROP N.	Utilisation des toitures en zinc à Paris et son impact sur la pollution des eaux urbaines.	1999	
SCHREIBER D., SZUMERAJ V.	Caractérisation et modélisation d'un bassin versant.	1995	
QUASSEM A.	Modélisation pluie-débit du bassin versant expérimental le Marais.	1997	Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts

Activités d'enseignement et de formations

Synthèse

	1994-1998	1998-2002	2003-2008	2009 - 2012
Formation initiale	< 10 h/an	20 à 35 h/an	60 à 110 h/an	55 à 65 h/an
Formation continue	0	3 à 4.5 h/an	0 à 6 h/an	0 à 2 h/an

Responsabilité d'enseignements

Période	Intitulé du cours	Etablissement / formation	Volume horaire
2007-	Mécanique des fluides I	ENPC / master SAGE	20 à 30 h/an
2007-	Assainissement	AgroParisTech / master GTESD	21 h/an
2003-2008	Projet eau	EIVP, cursus ingénieur	30 à 40 h/an
2004-2007	Hydraulique appliquée	EIVP, cursus ingénieur	6 h/an
2002-2008	Assainissement	EIVP, cursus ingénieur	20 à 25 h/an
1999	Hydrologie urbaine	Université de Tours, MST IMACOF	18 h/an

Participation à des enseignements

Période	Intitulé du cours	Etablissement / formation	Volume horaire
2010- 2012	Hydrologie Urbaine	ENPC, formation ingénieur et master SAGE	5 à 15 h/an
2007-2009	Mesure en environnement	ENPC, formation ingénieur	6 à 9 h TD /an
2006	Mécanique des fluides I	ENPC / master SAGE	12 h/an
2006	Assainissement	AgroParisTech / master GTESD	12 h/an
2005-2006	Génie civil et environnement	ENPC, formation ingénieur	1 h/an
2005	Assainissement urbain en Europe et dans les pays en développement	ParisTech, formation ingénieur	7.5 h/an
2004	Environnement aqueux	UPVM, MST GSE	12 h/an
2004	Hydrologie urbaine	EPFL, cycle postgrade	6 h/an
2001	Génie Urbain de l'Eau	ENSHMG, formation ingénieur	3 h/an
1999-2003	Semaine assainissement	Université de Tours, MST IMACOF	3 h/an
1998	Hydrologie urbaine	Université de Tours, MST IMACOF	6 h/an
1998- 2003	Pollution des Eaux Urbaines	ParisTech, formation ingénieur	4.5 à 7.5 h/an
1996-2001	Assainissement	EIVP, cursus ingénieur	7 à 20 h/an

Participation à des formations continues

Période	Intitulé du cours	Etablissement	Volume horaire
2009	Le traitement des eaux pluviales	OIEau	2 h/an
2004	Eaux pluviales et assainissement	IFORE	3 h/an
2002-2005	Prise en compte de la réglementation sur l'eau dans les projets d'infrastructure et d'urbanisme	ENGEES-OTH	3 h/an
2000-2001	Eaux pluviales et assainissement	ENGEES- FORMéquip, ENTPE	3 h/an
1999-2000	Maîtriser la qualité des rejets urbains par temps de pluie	ENPC - PFE	1.5 h/an
1998	Pollution et traitement des eaux pluviales	INPFORM	3 h/an

Activités d'organisation et de gestion de la recherche

Contrats de recherche (P : participation, C : coordination)

2010 - 2013 : TGVEP « Conception des toitures végétalisées pour la gestion des eaux pluviales urbaines ». Projet CSTB- LROP- LEESU, piloté parle CSTB et financé par le RGCU dans le cadre de l'appel à projet C2D2 en 2009. (P)

2010 – 2014 : INOGEV « Innovation pour une gestion durable de l'eau en ville – connaissance et maîtrise de la contamination des eaux pluviales urbaines ». Projet financé en 2009 par l'ANR Ville Durable. (P)

2009 – 2010 : réalisation, en partenariat avec le bureau d'étude Composante Urbaine, d'une étude pour l'Agence de l'Eau Seine Normandie, sur le sujet des « Outils de bonne gestion des eaux de ruissellement en zone urbaine ». (C)

2008 – 2011 : Qualico « Qualité et potentiel d'usage des eaux de ruissellement des toitures d'Ile de France ». Projet financé par le Conseil Régional d'Ile de France dans le cadre du GIS R2DS Ile de France (réseau de recherche sur le développement soutenable). (C)

2007 - 2012 : Contrats liés à la phase III du programme OPUR. Conventions pluriannuelles de recherche avec le conseil général de Seine Saint Denis, le conseil général du Val de Marne, l'Agence de l'Eau Seine Normandie et avec le SIAAP. (P)

2006 – 2010 : projet SISTEO « Hydroécologie d'un territoire métropolitain : reflets du développement urbain en Ile de France ». Projet financé par le Conseil Régional d'Ile de France dans le cadre du GIS R2DS Ile de France (réseau de recherche sur le développement soutenable). (P)

2006 – 2009 : Toiteau « Impact des matériaux de couverture sur le relargage de métaux dans les eaux urbaines », convention d'aide financière avec l'Agence de l'Eau Seine Normandie. (C)

2006 : « Etude de l'impact des travaux de reprofilage et de la mise en place de cunette glissante sur la formation de dépôts organiques et sur les flux polluants de temps de pluie ». Subvention de l'Agence de l'Eau Seine Normandie. (P)

2003 : « Vitesses de chute des particules en suspension dans les effluents urbains de temps de pluie. Rédaction d'un manuel pour la mise en œuvre de mesures suivant le protocole VICAS ». Etude commandée par l'Agence de l'Eau Seine Normandie. (C)

2001 – 2006 : Contrats liés à la phase II du programme OPUR « Evolution Spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans les réseaux d'assainissement unitaires ». Conventions pluriannuelles de recherche avec la Ville de Paris, l'Agence de l'Eau Seine Normandie et avec le SIAAP. (P)

2001 : « Analyse et développement de modèles opérationnels de calcul de flux polluants en réseau d'assainissement par temps de pluie ». Projet CEREVE-URGC Hydrologie Urbaine-UMR Hydroscience, financé par le RGCU et le SIAAP. (P)

1994-1999 : Contrats liés à la phase I du programme OPUR « Génération et transport de la pollution des rejets urbains de temps de pluie en réseau d'assainissement unitaire ». Conventions pluriannuelles de recherche avec la Ville de Paris, l'Agence de l'Eau Seine Normandie (P)

Animation et administration de la recherche

Adjoint au coordinateur d'OPUR (www.opur.org)
Co-animatrice du thème 1 d'OPUR3 depuis 2008

Reviewer pour différentes revues (Water research, Water Science and Technology, Urban Water Journal, Environmental Science and Technology, Journal of Hazardous Materials, La Houille Blanche,) et colloques (Novatech)

Collaborations scientifiques

Collaborations nationales

2009-… : partenariat avec le CSTB et le Cete Ile de France autour du projet TVGEP, collaboration avec le Cete de l'Est.
2008-2011 : collaboration avec Eau de Paris dans le cadre du projet de recherche QUALICO.
2007-2008 : collaboration avec le LROP dans le cadre de la thèse de A. Bressy
2006-2009 : collaborations avec le LRMH (Laboratoire de recherche des Monuments Historiques) sur le sujet des matériaux métalliques utilisés en toiture.
2005-2009 : collaboration avec le CERSIG (ENSG) puis avec le MATIS (IGN) sur l'utilisation d'outils de classification d'image pour l'identification et la quantification de matériaux de toiture.
2005-2009 : partenariat avec le CSTB autour du projet de recherche TOITEAU – ce projet a donné lieu à une thèse commune, cofinancée par le CSTB et l'ENPC (thèse de P. Robert-Sainte).
2004-2006 : membre d'un groupe de travail CEREVE – LCPC – URGC HU sur la mesure de la turbidité en réseau d'assainissement.
2001-2002 : collaboration avec le laboratoire URGC-Hydrologie Urbaine de l'INSA de Lyon dans le cadre d'un programme de recherche « Analyse et développement de modèles opérationnels de calcul de flux polluants en réseau d'assainissement par temps de pluie ».
1995-1996 : collaborations avec le LROP dans le cadre de la mise en place du bassin versant expérimental du Marais.

Collaborations internationales

2002-2003 : participation à un programme de coopération scientifique et technique France - Brésil (programme CAPES/COFECUB), collaboration avec l'équipe du professeur M. Baptista, du département de génie hydraulique et de ressources hydriques de l'université fédérale du Minas Gerais, sur un projet création de bassins versants expérimentaux urbains dans la ville de Belo Horizonte.
2001-2002 : participation à un programme de coopération scientifique et technique France - Grande Bretagne (programme Alliance). Collaboration avec l'équipe du professeur R. Ashley (Pennine Water Group), du département de génie civil et environnemental de l'université de Bradford, sur le thème de la « Modélisation de l'érosion et du transport des solides organiques en réseau d'assainissement unitaire ». Cette collaboration a donné lieu à des échanges scientifiques tant sur le plan de l'approche expérimentale que de la modélisation, à la réalisation de campagnes de mesure communes et à la rédaction de publications.
1997-1999 : participation à un programme de coopération scientifique et technique France-Portugal, collaboration avec le LNEC (laboratoire national de génie civil) à Lisbonne, sur le thème de « l'Evaluation et le contrôle de la pollution des rejets urbains de temps de pluie ».

Organisation de séminaires, écoles, congrès...

- Co-Organisation des Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine (novembre 2010)
- Co-organisation de la journée scientifique OPUR « Polluants prioritaires et autres contaminants dans les eaux pluviales » (juin 2011)

Divers

Sauveteur secouriste du travail (depuis 2008)
Serre-file évacuation incendie (depuis 2008)