



Mémoire de thèse présenté pour l'obtention du titre de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ PARIS-EST
Spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement

**FLUX DE MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DE
RUISSELLEMENT URBAINES.
EFFETS DE DIFFÉRENTS MODES DE GESTION DES
EAUX PLUVIALES.**

Par

Adèle BRESSY

**Thèse réalisée au Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains, et
soutenue publiquement le 14 juin 2010 devant le jury composé de :**

M. Jean-Marie MOUCHEL

Président

Mme Sylvie BARRAUD

Rapporteur

M. Bryan ELLIS

Rapporteur

Mme Hélène BUDZINSKI

Examineur

M. Ghassan CHEBBO

Directeur de thèse

Mme Marie-Christine GROMAIRE

Co-directeur de thèse

Remerciements

Ce travail de recherche a été mené au Leesu (Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains), un laboratoire commun de l'École des Ponts ParisTech, l'Université Paris-Est et AgroParisTech. Ce laboratoire s'appelait encore le Cereve au début de ma thèse, et c'est avec une pointe de nostalgie que je le quitte car ces trois années (et demi) ont été riches de rencontres scientifiques et personnelles. Et à l'heure d'écrire ces remerciements, j'espère réussir à transcrire ma reconnaissance, et surtout n'oublier personne.

J'aimerais tout d'abord remercier les directeurs successifs de ce laboratoire. Monsieur Jean-Marie Mouchel, ancien directeur du Cereve, m'a encouragée à m'engager dans la recherche et a accepté de participer à l'évaluation de ce travail en tant qu'examinateur. Je le remercie pour la confiance qu'il a placée en moi et pour ses nombreux conseils. Monsieur Bruno Tassin, directeur actuel du Leesu, a veillé au bon déroulement de ces années de thèse et m'a guidée dans l'utilisation de Latex. Je lui adresse mes sincères remerciements pour avoir adouci les moments difficiles de mon passage au Leesu (notamment la fin de la rédaction) par sa bonne humeur et ses attentions.

Le monde de l'hydrologie urbaine s'est ouvert à moi grâce à mes deux encadrants. Monsieur Ghassan Chebbo, coordinateur du programme OPUR, a été mon directeur de thèse. Je souhaite le remercier pour m'avoir permis d'intégrer ce programme de recherche complet et passionnant, pour sa confiance en moi et pour toutes les idées intéressantes qu'il apportait à nos réunions. Madame Marie-Christine Gromaire a co-encadré ce travail. Je la remercie pour son investissement très important à mes côtés et pour m'avoir guidée lorsque j'étais perdue. Grâce à elle j'ai appris beaucoup, non seulement en hydrologie, mais également en persévérance et en rigueur, et surtout j'ai appris que «rien n'est impossible» (sauf peut-être prendre l'avion). Je te remercie beaucoup pour ta gentillesse à mon égard et ton soutien, je dois avouer que tu as un peu été «Maman Marie-Christine» pour moi pendant ces années. Merci à tous les deux.

Je remercie Madame Sylvie Barraud et Monsieur Bryan Ellis d'avoir accepté de rapporter cette thèse, ainsi que Madame Hélène Budzinski pour son rôle d'examinateur. Leur intérêt porté à ce travail ainsi que leurs remarques et critiques m'ont permis de prendre du recul sur ces trois années.

Ce travail n'aurait pas pu avoir lieu sans les partenaires financiers et opérationnels des programmes de recherche Sisteo et OPUR : la Région Ile-de-France, l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, la Ville de Paris, la Direction de l'Eau et de l'Assainissement de la Seine Saint-Denis, la Direction des Services de l'Environnement et de l'Assainissement du Val de Marne et le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne.

Je tiens également à remercier les différents services techniques de la Mairie de Noisy-le-Grand qui ont soutenu ce projet et facilité notre travail sur le terrain.

Nos travaux sont basés sur une importante activité de terrain et d'analyses en laboratoire, et ont bénéficié du soutien fondamental de la cellule technique du Leesu composée de l'ingénieur de recherche Catherine Lorgeoux, de l'ingénieur Mohammed Saad et du technicien Florent Leroy. Un grand merci pour votre aide et votre énergie.

Je souhaiterais également remercier les techniciens du LROP qui m'ont aidée à équiper mes sites d'étude, notamment Monsieur Gildas Quiniou pour sa gentillesse et son investissement.

Les résultats obtenus ici sont aussi le travail de plusieurs stagiaires à qui j'adresse ma reconnaissance : Julie Chrétien, Étoile Demian, Étienne Le Maout, Aminata Mbaye, Jordan Seira, et Chen Yao.

Mon comité de thèse m'a beaucoup aidée en élargissant mon point de vue et en apportant à chaque réunion des regards critiques sur mon travail : Monsieur Emmanuel Berthier, Madame Catherine Gourlay-Francé, Madame Véronique Ruban et Monsieur Gilles Varrault.

J'aimerais adresser un merci très particulier à ceux qui ont dû me supporter de près (notamment) pendant les derniers mois :

Catherine Lorgeoux, déesse de la LC/MS et grande vestale des échantillonneurs passifs, m'a accueillie chaleureusement au Cereve quand j'étais toute jeune stagiaire, m'a encouragée au début de ma thèse, m'a soutenue pendant les moments durs, a relu ce mémoire, et a partagé avec moi week-end de travail, sympathiques soirées, virées boutiques, vacances à Chypre (vive la conduite à gauche!)... Merci Catherine, je n'y serai jamais arrivée sans toi, ton amitié a été plus qu'un soutien.

Pauline Sainte et Sarah Jung sont mes grandes sœurs de thèse, compagnes de piscine, partenaires de dîners et de jeux. Je vous remercie du fond du cœur pour vos relectures attentives de ma thèse, vos services de traduction, vos coups de téléphone et les moments de détente que vous m'avez permis de prendre. Je sais que nous nous reverrons très souvent. Merci également à vos chers et tendres, Damien (et ses verrines) et Christophe (et le petit Éliott) pour leur soutien.

Florent Leroy, alias Chicken Floflo, est l'homme qui murmurait à l'oreille des préleveurs. Merci pour les bons moments sur le terrain, merci pour ta bonne humeur, tes chansons, ta disponibilité et tout ce que tu as fait pour moi. La vue de l'espace Michel Simon restera un très bon souvenir.

Solène Gentric a été tour à tour hôtesse (merci pour m'avoir hébergée), compagne de soirée (ta motivation et ta bonne humeur sont sans égales), épaule sur laquelle pleurer... Je te remercie beaucoup pour ta patience, ta gentillesse, et ton humour (qualité reconnue par les recruteurs). À bientôt à Cannes.

Marion Barbazanges, m'a pris sous son aile lors de mon arrivée à PC, et était là pour mes dernières heures de rédaction. Ta force de caractère et ta motivation sont des exemples pour moi. Je te remercie beaucoup de croire en moi, et de m'y faire croire!

Je souhaiterais également remercier tous les gens du Cereve/Leesu pour la chaleureuse ambiance de ce laboratoire dans lequel on se sent bien. Un grand merci à Mesdames Catherine Charleux, Annick Piazza et Patricia Caenbergs, toujours là pour les problèmes administratifs, mais aussi et surtout pour nous encourager dans les moments difficiles. Céline Lacour a été ma compagne de Master, puis ma co-bureau en thèse. Nous nous sommes soutenues pendant ces quatre années, ce fut un plaisir de te rencontrer. Merci aux anciens doctorants qui m'ont ouvert la voie : Céline Bonhomme, Laetitia Moulin, Benoît Pernet-Coudrier, Sally Zgheib... Je vais reprendre mon rôle de supportrice, abandonné le temps de ma rédaction, pour les jeunes doctorants du Lesu. Vos encouragements et messages ces derniers temps m'ont permis de tenir, je sortirai mes pompoms pour vous. Merci à Nicolas Radomski, fais attention à ne pas te faire presser comme un citron, à Antoine Van de Voorde, Émilie Rioust, Guido Petrucci, Auguste Gires et les autres. Enfin merci à tous les permanents du laboratoire qui sont tous très sympathiques et qu'il semble difficile de tous remercier individuellement. Merci à Régis Moilleron et Johnny Gaspéri pour vos conseils et vos petites blagues, merci à Bernard de Gouvello, José-Frédéric Deroubaix, Jean-Claude Deutsch, Bruno Lemaire, Françoise Lucas, Daniel Schertzer, Ioulia Tchiguirinskaia, Daniel Thévenot, Brigitte Vinçon-Leite...

Merci aux PCéens pour leur amitié et leur soutien. Tout spécialement à Léa-Laetitia avec qui j'ai partagé un grand nombre de moments importants et de gloussements, en plus de quelques neurones. Merci à Bénédicte pour ses encouragements et son accueil au Havre. Merci à papa Alex de veiller sur moi. Et surtout un grand merci à tous ceux présents aux apéros du vendredi soir qui étaient un bon moyen de décompresser pendant la thèse.

J'aimerais adresser un merci anisé et chaleureux aux «Marseillais». Nous sommes amis depuis longtemps et pour encore longtemps, et votre soutien pendant ces 10 dernières années a été précieux. Merci à Audrey, Benjamin, Émilie, François, Georges, Julien, Laurent, Lionel, Manon... Un grand merci à Marion (et à ses pieds).

Pour finir je dois dire un grand MERCI à ma famille qui m'a soutenue moralement (merci pour avoir écouté mes plaintes continuelles au téléphone) et physiquement (merci pour les bons petits plats et les câlins), et particulièrement à mes parents qui m'ont donné le goût pour les études et les sciences et m'ont permis de suivre la voie que j'ai choisie.

Résumé

Ce travail de thèse a évalué les niveaux et les voies d'introduction de la contamination en micropolluants des eaux pluviales d'un petit bassin versant urbain, et mis en évidence les impacts de l'utilisation de techniques alternatives (TA) sur les flux d'eau et de contaminants. Quatre bassins versants à Noisy-le-Grand, homogènes par leur taille et leur occupation du sol (1 à 2 ha, résidentiel dense), et présentant une diversité de gestion des eaux pluviales (séparatif classique et différentes combinaisons de TA) ont été étudiés.

La présence d'un certain nombre de substances prioritaires de la directive cadre européenne sur l'eau (HAP, alkylphénols, phtalates, diuron, isoproturon, atrazine, plomb) a été mise en évidence dans les eaux pluviales d'un bassin versant amont, à des niveaux de contamination globalement plus faibles qu'à l'aval des réseaux séparatifs. Cette contamination est tout de même significative pour certains paramètres qui ont été mesurés au dessus des normes de qualité (NQE). Pour le zinc, la contamination à l'amont est même plus élevée qu'à l'aval du fait de l'émission par des matériaux de couverture.

Ce travail a montré que les TA diminuent les volumes d'eau rejetés vers l'aval d'environ 50 % et réduisent les masses de contaminants émises de 20 à 80 % (MES, DCO, PCB, HAP, alkylphénols, métaux traces). Cette réduction de masse est essentiellement liée à la diminution de volume, l'effet épuratoire sur les concentrations n'étant pas systématiquement mis en évidence. L'amplitude de ces effets varie suivant l'importance de la pluie, mais surtout en fonction du type d'ouvrage mis en place.

La gestion à l'amont des eaux pluviales est donc à favoriser car elle évite la sur-contamination liée aux processus en réseau (mauvais branchements, érosion...). Elle permet de séparer les eaux peu chargées (infiltration ou rejet au milieu) des effluents contaminés qui pourront être traités localement ou à l'aval. Dans un objectif de réduction des flux polluants la conception des TA devra prendre en compte les pluies courantes et non pas seulement les événements exceptionnels.

Mots-clés : Eaux pluviales, gestion amont, micropolluants, ruissellement, techniques alternatives.

Abstract

This thesis aimed at evaluating the contamination of urban stormwater from an upstream watershed by micropollutants and their introduction pathways, and estimating the hydrological effects and the pollutant removal performances of Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS). Four watersheds located in Noisy-le-Grand were studied. They had comparable sizes (1 to 2 ha) and land use patterns (dense residential), but one was drained by a classical separate sewers system, and the other was managed by SUDS.

We showed that stormwater from an upstream watershed is contaminated by some priority substances of the Water Framework Directive (PAHs, alkylphenols, phtalates, diuron, isoproturon, atrazine, lead), but at lower levels than the downstream. The concentrations of some parameters still exceed the quality standards. Zinc concentrations are even higher than downstream, as a result of emissions from metallic materials from roofing.

SUDS reduce the volume of surface water discharged by 50 %. The mass of contaminants also decreases by 20 to 80 % (SS, COS, PCB, PAH, alkylphenol, metals). The discharge reduction is mainly due to water losses, whereas removal performances on concentrations are not systematically highlighted. These effects vary with rainfall and particularly with the type of SUDS.

The upstream management of stormwater should be encouraged to avoid over contamination due to processes in sewer systems (erosion, bad connections...). Lightly contaminated effluents (infiltration or discharge to middle) can be separated from strongly contaminated ones that can be treated locally or downstream. In order to integrate depollution goals, the design of SUDS, currently based on exceptional events, should also rely on frequent events.

Key words : Micropollutants, Runoff, Stormwater, Sustainable Urban Drainage Systems.

Table des matières

I	Introduction générale	15
1	Introduction générale	17
1.1	L'hydrologie urbaine : évolution des missions, des techniques et des questions de recherche du XIX ^e siècle à nos jours	17
1.2	Cadre de la recherche	20
1.3	Présentation des objectifs et organisation de la thèse	21
II	État de l'art sur la qualité et la gestion des eaux pluviales	25
2	Qualité des eaux pluviales	27
2.1	État des lieux des études existantes sur la qualité des eaux pluviales	27
2.2	Critères d'évaluation de la qualité des eaux pluviales	32
3	Micropolluants dans les eaux pluviales	37
3.1	Présentation des micropolluants étudiés	37
3.2	Concentrations en micropolluants dans les eaux pluviales	48
3.3	Voies d'introduction des micropolluants dans les eaux pluviales	52
4	Influence d'une gestion à l'amont sur les rejets d'eau et de contaminants	63
4.1	La gestion à l'amont des eaux pluviales	63
4.2	Comportement hydraulique des techniques alternatives	69
4.3	Impact des techniques alternatives sur les flux polluants	72
5	Principales conclusions de la synthèse bibliographique et perspectives de recherche	83
5.1	Où en sont les connaissances sur la qualité et la gestion des eaux pluviales ?	83
5.2	Perspectives de recherche	85

III Matériel et méthode	87
6 Méthodologie de la thèse	89
6.1 Caractérisation et quantification des flux de polluants véhiculés par les eaux de ruissellement	89
6.2 Étude de l'impact des modes de gestion alternatifs	90
6.3 Fonctions de production pour l'évaluation de l'impact des modes de gestion alternatifs	91
7 Description du site d'étude : le Clos Saint-Vincent	93
7.1 Présentation du site	93
7.2 Bassin versant de référence	95
7.3 Bassins versants assainis par des techniques alternatives	96
8 Équipements mis en place et échantillonnage	105
8.1 Mesure de la pluie	105
8.2 Mesure du débit	105
8.3 Méthodes d'échantillonnage	110
9 Protocoles et méthodes analytiques	117
9.1 Mesure des paramètres globaux	117
9.2 Protocole d'analyse des contaminants organiques	118
9.3 Protocole d'analyse des métaux traces	126
9.4 Balayage quantitatif d'un large spectre de contaminants organiques	127
10 Données acquises	129
10.1 Données hydrauliques	129
10.2 Concentrations	140
11 Évaluation des incertitudes de mesure	145
11.1 Incertitudes sur les concentrations	146
11.2 Incertitudes sur les volumes mesurés	150
11.3 Incertitudes sur les volumes simulés	154
11.4 Conclusion et incertitudes sur les masses	157
IV Évaluation de la contamination des eaux pluviales d'un bassin versant amont	159
12 Occurrence des substances prioritaires	163
12.1 Quels micropolluants dans les eaux pluviales d'un bassin versant amont ? . .	163

12.2 Ordres de grandeur des concentrations mesurées	167
13 Paramètres globaux	171
13.1 Concentrations : de l'atmosphère à l'exutoire	171
13.2 Distribution dissous/particulaire et nature des particules	176
14 Micropolluants organiques	177
14.1 Concentrations : de l'atmosphère à l'exutoire	177
14.2 Profils et traceurs	184
14.3 Contamination particulaire	187
14.4 Extrapolation en flux annuels	191
15 Métaux traces	195
15.1 Concentrations : de l'atmosphère à l'exutoire	195
15.2 Contamination métallique particulaire	198
15.3 Extrapolation en flux annuels	199
16 Conclusion sur le niveau de contamination des eaux pluviales d'un bassin versant amont	201
V Évaluation des flux et des contributions à l'échelle du bassin versant	205
17 Modélisation des volumes ruisselés	209
17.1 Bibliographie sur la modélisation du ruissellement	209
17.2 Analyse des données	212
17.3 Description du modèle	214
17.4 Conclusion sur le modèle de ruissellement	219
18 Simulation des flux de contaminants	221
18.1 Principe de la simulation	221
18.2 Simulation de la production de PCB	222
18.3 Simulation des paramètres globaux, des HAP et des NP	223
18.4 Simulation des métaux traces	226
18.5 Contribution des voies d'introduction à la production de contaminants	230
VI Impacts de la gestion à l'amont des eaux pluviales	233
19 Impacts hydrauliques de la gestion amont	237
19.1 Fonctionnement des bassins versants	237

19.2 Impacts de la régulation sur les rejets d'eau	244
19.3 Discussion sur la gestion amont d'un point de vue hydraulique	250
19.4 Conclusion sur les impacts hydrauliques	253
20 Impacts de la gestion amont sur la qualité de l'eau	255
20.1 Comparaison des mesures à l'aval des bassins versants	255
20.2 Analyse de l'effet des techniques alternatives sur les flux de contaminants	259
20.3 Conclusion sur les impacts sur la qualité de l'eau	267
21 Devenir et gestion des contaminants dans les techniques alternatives	269
21.1 Contamination des dépôts de Nord	269
21.2 Contamination du Jardin	273
21.3 Contamination des dépôts de Sud	275
21.4 Conclusion sur le devenir des contaminants dans les techniques alternatives	277
22 Synthèse sur les impacts des techniques alternatives	279
VII Conclusion Générale	283
23 Conclusion Générale	285
23.1 Rappel des objectifs et de la méthodologie	285
23.2 Principaux résultats de ce travail de thèse	286
23.3 Retombées opérationnelles	289
23.4 Perspectives de recherche	291
VIII Annexes	315
A Listes des substances étudiées lors du screening et caractéristiques analytiques	317
B Systèmes et courbes de régulation	321
C Description des méthodes statistiques	323
C.1 Critère de Nash	323
C.2 Représentation en boîtes à moustaches	323
D Calculs d'incertitudes de mesure	325
D.1 Calculs des incertitudes de mesure dans la simulation des volumes ruisselés	325
D.2 Calculs des incertitudes de mesure sur les coefficients d'imperméabilisation et de ruissellement mesurés	327

TABLE DES MATIÈRES

E Concentrations en contaminants dans la fraction dissoute	329
F Communications dans le cadre de la thèse	331

Liste des abréviations

BTEX	Benzène Toluène Ethylène Xylène
BV	Bassin Versant
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique
COD	Carbone Organique Dissoute
COHV	Composés organiques halogénés volatils
COP	Carbone Organique Particulaire
COT	Carbone Organique Total
CPG/SM	Chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse
CR	Coefficient de Ruissellement
Cu	Cuivre
DCE	Directive Cadre Européenne sur l'Eau
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DCOd	Demande Chimique en Oxygène Dissoute
DCOp	Demande Chimique en Oxygène Particulaire
DEA	Direction de l'Eau et de l'Assainissement
DEHP	Di (2-éthylhexyl)phtalate
EI	Étalons Internes
EP	Eaux pluviales
ETM	Élément Trace Métallique
HAP	Hydrocarbure Aromatique Polycyclique
Hnonruiss	Hauteur d'eau non ruisselée
Hruiss	Hauteur d'eau ruisselée
Htot	Hauteur d'eau précipitée

ICP/AES	spectrométrie d'émission atomique par plasma à couplage inductif
Imax6	Intensité maximale sur 6 minutes
Imoy	Intensité moyenne
LD	Limite de détection
Leesu	Laboratoire Eau Environnement Systèmes Urbains
LQ	Limite de quantification
MES	Matières en Suspension
NP	Nonylphénol
NQE	Norme de Qualité Environnementale
OP	Octylphénol
OPUR	Observatoire des Polluants Urbains
Pb	Plomb
PBDE	Polybromodiphénylsethers
PCB	Polychlorobiphényle
PCBi	Polychlorobiphényle indicateur
PG	Paramètres Globaux
PNEC	Predicted Non Effect Concentration
ppb	partie par billions
Ret. Atm.	Retombées Atmosphériques
STEP	Station d'Épuration
TA	Techniques Alternatives
Treac	Temps de réaction (période entre le début de la pluie et le début du signal de débit)
Trep	Temps de réponse (temps entre le pic de pluie et le pic de débit)
Tret	Période de retour
Tvid	Temps de vidange (période entre la fin du signal de débit et la fin de la pluie)
US-EPA	Agence américaine de protection de l'environnement
ZAC	Zone d'Aménagement Concertée
Zn	Zinc

Première partie

Introduction générale

Chapitre 1

Introduction générale

Les eaux pluviales sont la partie de l'eau de pluie précipitée qui ruisselle à la surface du sol. L'urbanisation croissante des territoires a modifié le cycle naturel de l'eau et a accru les impacts des eaux pluviales : non seulement les volumes d'eau ruisselés sont plus importants, mais l'eau de pluie, déjà contaminée par la pollution atmosphérique, lessive les surfaces imperméables et se charge en polluants divers provenant de l'activité humaine. Les eaux pluviales urbaines sont donc responsables d'*inondations* et de *détériorations de la qualité des milieux récepteurs* ce qui a imposé leur prise en compte dans la gestion de la ville.

Les relations entre l'eau et la ville sont complexes et anciennes. Dès l'Antiquité diverses techniques d'assainissement avaient déjà été mises en place : égouts, aqueducs, latrines... Dans le monde occidental, après quelques siècles d'inactivité, les hydrologues se sont à nouveau intéressés à la gestion de l'eau en milieu urbain au XIX^e siècle. Dès lors, les techniques mises en place ont évolué avec les objectifs visés, et avec eux les questions de recherche.

1.1 L'hydrologie urbaine : évolution des missions, des techniques et des questions de recherche du XIX^e siècle à nos jours

La nécessité de la gestion de l'eau en milieu urbain est réapparue en Europe à la fin du XVIII^e siècle lors du développement des villes qui s'est amplifié au XIX^e avec la révolution industrielle. Les eaux domestiques, usées et pluviales étaient alors évacuées naturellement par des ruisseaux urbains, véritables égouts à ciel ouvert. La volonté du pouvoir central d'*améliorer l'image des villes*, et de *lutter contre l'insalubrité* responsable de nombreuses épidémies, a conduit à la couverture de ces ruisseaux urbains, et à la construction de réseaux. Les objectifs de l'assainissement étaient alors *hygiénistes*, et les questions de re-

cherche portaient sur les modes de gestion à mettre en place. Les ingénieurs ont promu la notion du «tout à l'égout» au XIX^e siècle. Les ouvrages de gestion amont, tels que les citernes ou les puits d'infiltration, hérités des ères précédentes, étaient alors considérés par les ingénieurs comme insalubres et à éviter ([Chocat, 1997](#)).

Au début du XX^e siècle, le tout à l'égout et les réseaux unitaires se généralisent. L'objectif principal de l'assainissement est de *limiter les inondations*. Les questions de recherche portent sur le dimensionnement des réseaux, et le développement de méthodes de standardisation (méthode rationnelle, formule de Caquot). Par exemple en France, en 1949, l'instruction technique décrit de façon précise la méthode à suivre pour le dimensionnement des réseaux. Les réseaux séparatifs sont alors conseillés, et de grands collecteurs aval sont construits pour rejeter les eaux pluviales, encore considérées comme propres, au milieu naturel.

Dans la deuxième moitié du XX^e siècle, l'urbanisation s'accélère en lien avec l'exode rural et la notion de planification urbaine apparaît. Les études en assainissement mettent en évidence que les réseaux unitaires sont surdimensionnés par rapport aux débits des eaux par temps sec. Par ailleurs, le fort développement urbain d'après guerre induit des surcharges dans les anciens réseaux d'assainissement des centres villes, et génère des risques d'inondation. Ces risques d'inondation, et les risques de sécheresse dus au non renouvellement des nappes phréatiques (infiltration limitée par l'imperméabilisation des sols) mettent en évidence les limites de l'assainissement par réseau. Une réflexion se met donc en place pour réintégrer l'eau dans le paysage urbain afin de revenir, ou du moins se rapprocher, du cycle naturel de l'eau. L'objectif n'est plus d'évacuer rapidement l'eau de pluie vers l'aval *mais de la gérer là ou elle tombe*.

C'est aussi à cette époque que notre société prend conscience des dangers des activités humaines sur le milieu naturel et se mobilise en créant des instances nationales de protection de l'environnement. L'Agence de protection de l'environnement (US-EPA) est créée aux États-Unis en 1970, et le ministère de l'environnement en France en 1971.

Ces organismes ont lancé les premiers programmes de recherche sur la qualité des eaux pluviales. Ces études ont montré que les eaux de ruissellement sont chargées en contaminants minéraux et organiques, parfois à des teneurs comparables voire plus élevées que dans les eaux usées. L'apport de ces contaminants au milieu naturel a de nombreuses conséquences : la pollution visuelle liée à la présence de flottants, l'augmentation de la turbidité due aux matières en suspension, la désoxygénation du milieu due aux apports de matières organiques dégradables et de matières azotées, des effets toxiques produits par des substances nuisibles aux espèces vivantes, une pollution microbiologique liée aux agents pathogènes... ([Torno, 1984](#); [Saget, 1994](#); [Chebbo et al., 1995](#); [Novotny & Witte,](#)

1997; [Burton & Pitt, 2001](#); [Buffleben *et al.*, 2002](#))

Grâce à l'évolution des esprits et à la prise en compte de l'environnement dans les politiques de gestion des villes, les deux aspects quantitatif et qualitatif sont aujourd'hui au cœur des réflexions en hydrologie urbaine. En effet, les objectifs actuels de la gestion des eaux pluviales sont *d'une part de limiter la surcharge des réseaux d'assainissement* pour lutter contre les inondations, et *d'autre part de limiter la contamination des milieux naturels*, tout en optimisant les coûts des projets urbains et en réintégrant l'eau d'un point de vue sociétal.

D'un point de vue réglementaire, la Directive Cadre Européenne sur l'Eau de 2000 (DCE, 2000/60/CE) donne une structure cohérente au niveau européen pour limiter les impacts des rejets urbains sur la qualité des milieux. Elle vise en effet à atteindre le « bon état écologique et chimique des milieux aquatiques d'ici 2015 ». Une des actions importantes imposées par cette directive est de « *réduire* progressivement les rejets, les émissions et les pertes » de 33 substances classées prioritaires parmi lesquelles certaines sont classées dangereuses et dont il faut « *supprimer* progressivement les rejets, les émissions et les pertes » dans un délai de 20 ans. Cette action de limiter les rejets nécessite d'en connaître les sources d'émission et les voies d'introduction au milieu naturel. Cependant les données sur ces substances sont peu nombreuses, notamment dans les eaux pluviales ([Eriksson *et al.*, 2007](#)). Actuellement une des questions importantes en hydrologie urbaine est donc d'évaluer si ces substances prioritaires sont présentes dans les eaux pluviales, et à quel niveau de contamination.

De plus, la gestion globale à grande échelle de l'assainissement en milieu urbain a montré ses limites, et les réflexions se tournent de plus en plus vers une gestion locale des eaux pluviales à une échelle amont ([Brombach *et al.*, 2005](#); [Ellis & Mitchell, 2006](#)). Par exemple, dans les zones nouvellement urbanisées, les réseaux séparatifs classiques sont de plus en plus souvent complétés, voire relayés, par des « techniques alternatives ». Ces techniques visent à gérer les eaux très à l'amont des bassins versants en limitant les rejets vers les exutoires de surface par du stockage, et en favorisant l'infiltration vers les exutoires souterrains. Ces nouveaux modes de gestion à l'amont des eaux pluviales sont en général proposés et conçus pour répondre à un objectif de gestion hydraulique, mais peu de retours d'expérience existent sur leur fonctionnement à l'échelle du bassin versant ([Daywater, 2003](#); [Jefferies *et al.*, 2004](#)). De plus, 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 ([Azzout *et al.*, 1994](#); [Daywater, 2003](#)). Ces effets épuratoires ont été étudiés à l'échelle de la technique pour quelques types de techniques alternatives ([Legret, 1996](#); [Pagotto *et al.*, 2000](#); [Daywater, 2003](#); [Dechesne *et al.*, 2004](#)) et il est important de compléter ces données par un suivi hydraulique et de

qualité à l'échelle de tout le bassin versant, en tenant compte des pratiques d'entretien et des mécanismes globaux d'élimination ou d'apport.

Cette question d'échelle paraît importante du point de vue de la qualité des eaux à traiter. En effet, les études dans les années 80 - 90 ont prouvé que les eaux pluviales à l'aval des réseaux séparatifs étaient fortement contaminées (Torno, 1984; Saget, 1994). Cette contamination atteint cependant des niveaux très variables qui dépendent fortement des types de surfaces lessivées. De plus Gromaire *et al.* (2001) a évalué le niveau de contamination des eaux de ruissellement entrant dans le réseau unitaire du Marais à Paris et a montré que pour certains paramètres (matières en suspension, matière organique...), les niveaux de contamination étaient plus faibles qu'à l'aval de grands bassins versants. L'effet du transport dans les réseaux est donc à prendre en compte. Dans le cas des réseaux unitaires, il a été montré qu'ils modifiaient fortement les niveaux de contamination par remise en suspension de stocks. Dans le cas des réseaux séparatifs, ces effets ont été peu étudiés, mais ils sont suspectés, notamment du fait du fort taux de mauvais branchements.

En conclusion, il est important d'acquérir des données sur les niveaux de contamination des eaux pluviales pour les substances prioritaires de la DCE, afin de déterminer si les rejets par temps de pluie en sont une voie d'introduction à considérer pour le milieu naturel. Il est nécessaire d'évaluer l'intérêt de la gestion à l'amont du point de vue de la qualité des effluents à traiter. Enfin, des données doivent être acquises pour évaluer l'impact de l'utilisation des techniques alternatives sur les flux d'eau et de contaminants rejetés à l'échelle des bassins versants.

1.2 Cadre de la recherche

Cette thèse s'inscrit dans deux programmes de recherche dirigés par le Leesu : le projet *SISTEO*, financé par la Région Ile-de-France, et le programme *OPUR*, soutenu par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie, la Ville de Paris, la Direction de l'Eau et de l'Assainissement de la Seine Saint-Denis (DEA 93), la Direction des Services de l'Environnement et de l'Assainissement du Val de Marne (DSEA 94) et le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP).

Le projet *SISTEO* concerne l'eau dans le paysage urbain et les risques inondation, chimique et écotoxicologique. Ce projet cherche à proposer une vision globale et durable de l'hydrologie en milieu urbain et périurbain en s'attachant, dans le volet auquel appartient cette thèse, à évaluer les transferts de contaminations induits par les nouvelles pratiques de gestion de l'eau.

Le programme OPUR est l'Observatoire des Polluants Urbains qui a démarré en 1994. Il utilise un site atelier en Île de France pour améliorer les connaissances concernant les sources, les caractéristiques et les mécanismes de génération et de transport de polluants. Il a également pour but de développer des outils opérationnels d'aide à la gestion des polluants dans les bassins versants urbanisés.

La troisième phase d'OPUR a démarré en 2006 pour une durée de 6 ans et permet d'étendre les domaines d'étude, d'abord d'un point de vue géographique en intégrant un gradient de densité urbaine allant du périurbain jusqu'à l'urbain dense, ensuite du point de vue des polluants étudiés en s'intéressant aux micropolluants de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) du 23 octobre 2000, et enfin en s'intéressant à différents types de gestion des eaux de ruissellement.

1.3 Présentation des objectifs et organisation de la thèse

1.3.1 Objectifs du travail de thèse

Ce travail de thèse a deux objectifs principaux. Le premier est d'*améliorer les connaissances sur les substances prioritaires de la DCE dans les eaux pluviales* générées par une occupation du sol résidentielle et à une petite échelle spatiale (de l'ordre de l'hectare). Le deuxième objectif est d'*évaluer quel est l'effet du mode de gestion des eaux pluviales à cette échelle amont sur les rejets d'eau et de contaminants* vers l'aval. Cette thèse est donc complémentaire par rapport à d'autres thèses menées dans le cadre d'OPUR ([Zgheib, 2009](#)) ou dans le cadre de l'OTHU ([Becouze et al., 2008](#)), qui s'intéressent aux flux de substances prioritaires à l'aval de réseaux séparatifs drainant des bassins versants de quelques centaines d'hectares, et à l'effet du mode d'occupation des sols.

Tout d'abord, les flux de polluants véhiculés par les eaux de ruissellement ont été caractérisés et quantifiés pour des petits bassins versants de type résidentiel dense. Nous avons :

- identifié et quantifié les micropolluants présents dans les eaux de ruissellement en balayant un large spectre de substances, essentiellement basé sur la liste des micropolluants prioritaires de la DCE ;
- quantifié de façon plus précise les flux véhiculés au cours d'une année pour une sélection de paramètres : matières en suspension, matière organique oxydable, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), polychlorobiphényles (PCB), alkylphénols (AP), métaux traces (cuivre, plomb, zinc) ;
- caractérisé ces flux en termes de distribution entre les fractions dissoutes et particulières, et de teneurs dans les particules ;

- évalué les contributions des différentes voies d'introduction de la contamination : les retombées atmosphériques, le ruissellement d'une parcelle bâtie, et le ruissellement d'une voirie.

Nous avons ensuite cherché à évaluer l'impact des modes de gestion de ces eaux de ruissellement sur les flux d'eau et de contaminants rejetés. Pour cela nous avons comparé différentes combinaisons de techniques alternatives basées sur le principe de stockage/restitution à débit de fuite limité, à un assainissement classique par réseau et mis en évidence :

- les impacts hydrauliques, au niveau de la distribution des rejets dans le temps, et du volume d'eau rejeté ;
- les impacts sur les flux de contaminants rejetés ;
- les mécanismes mis en jeu dans le devenir des contaminants dans les techniques alternatives.

La recherche s'est basée sur la mise en place de petits bassins versants expérimentaux d'environ un hectare sur la zone d'aménagement concertée (ZAC) du Clos Saint-Vincent à Noisy-Le-Grand (93, France). Cette ZAC a été choisie car elle offre, sur une zone peu étendue et dans un contexte d'urbanisation homogène (occupation dense à dominante résidentielle), une diversité de modes de gestion des eaux pluviales. La partie la plus ancienne de la ZAC est assainie par un réseau d'assainissement séparatif conventionnel ; tandis que les zones plus récentes utilisent des techniques alternatives afin de respecter les limitations sur les débits de rejet imposés par le conseil général de la Seine Saint-Denis (10 l/s/ha). Ces techniques alternatives consistent en différentes solutions de stockage : dans des ouvrages enterrés, à ciel ouvert dans des espaces verts, ou encore dans des espaces urbains imperméables temporairement inondables.

1.3.2 Organisation du manuscrit

Ce manuscrit s'organise en 5 parties en plus de cette partie introductive :

État de l'art sur la qualité et la gestion des eaux pluviales La partie **II** synthétise les principales connaissances sur la contamination des eaux pluviales et les voies d'introduction des contaminants. Elle met en évidence des lacunes en termes de données sur les micropolluants de la DCE, et en termes de comparaison entre l'échelle de grands bassins versants (centaines d'hectares) et l'échelle amont de mise en place des techniques alternatives. De plus, peu d'études ont été trouvées sur les effets épuratoires des techniques alternatives à l'échelle du bassin versant.

Matériel et méthode La partie **III** présente la méthodologie employée au cours de l'étude, décrit les sites expérimentaux et les équipements mis en place, détaille les procédures d'échantillonnage et les protocoles analytiques, présente les données acquises et leurs modes de traitement, et évalue les incertitudes sur les données.

Évaluation de la contamination des eaux pluviales amont La partie **IV** expose les résultats sur la caractérisation et la quantification de la contamination des eaux pluviales. Elle présente les résultats sur le balayage quantitatif de 69 substances réalisé sur un nombre restreint d'échantillons, ainsi que le suivi des paramètres : matières en suspension, matière organique, PCB, HAP, AP et métaux traces. Cette partie permet d'évaluer la présence des substances prioritaires dans les eaux de ruissellement urbaines et donc d'évaluer l'intérêt de la liste dans ce cadre. Elle introduit également une discussion sur le niveau de contamination des eaux pluviales à une échelle amont.

Évaluation des flux et des contaminants à l'échelle du bassin versant La partie **V** présente le calage de fonctions de production d'eau et de contaminants pour chaque type de surfaces (voiries circulées et piétonnes, différents types de toiture, jardins...). Ces fonctions servent d'une part à quantifier les contributions des différentes voies d'introduction à la contamination de l'exutoire, et d'autre part à simuler les réponses des bassins versants gérés par des techniques alternatives comme s'ils étaient assainis classiquement par tuyaux.

Impacts de la gestion amont La partie **VI** présente les résultats sur la comparaison des différents types de gestion des eaux pluviales d'un point de vue hydraulique et du point de vue des flux de contaminants émis. Elle donne également des premières pistes sur le devenir des contaminants dans les techniques alternatives en exposant l'étude des stocks observés dans les ouvrages.

Conclusion générale La conclusion permet de synthétiser les principaux résultats de ce travail de thèse, ainsi que les perspectives envisagées.

Deuxième partie

État de l'art sur la qualité et la gestion des eaux pluviales

Chapitre 2

Qualité des eaux pluviales

Notre étude ne s'intéresse qu'aux eaux pluviales en réseau séparatif qui sont dans la plupart des cas rejetées au milieu naturel sans traitement.

2.1 État des lieux des études existantes sur la qualité des eaux pluviales

Les eaux pluviales ont longtemps été considérées comme «propres» et ne nécessitant pas le traitement imposé aux eaux usées. Ce postulat a été à l'origine des réseaux séparatifs à l'exutoire desquels les eaux pluviales sont rejetées au milieu naturel sans traitement. Pourtant les eaux de ruissellement urbaines ont été reconnues comme polluées dès 1888, au congrès international d'hygiène de Vienne par Durand-Claye, mais il a fallu attendre plusieurs décennies pour que des études soient entreprises afin d'évaluer de façon plus précise leur qualité.

2.1.1 Historique de la recherche sur la qualité des eaux pluviales

Dans les années 60, quelques études exploratoires ont mis en avant la pollution des eaux pluviales. Puis à la *fin des années 70*, des campagnes d'étude d'ampleur nationale ont été mises en place. Il s'agit par exemple du programme NURP (Nationwide Urban Runoff Program) aux États-Unis ([US-EPA, 1983](#)), et des campagnes françaises des années 80 qui ont été résumées dans la base Qastor par [Saget \(1994\)](#).

Ces études ont mis en évidence la contamination des eaux pluviales (matières en suspension, matière organique, métaux traces, nutriments, bactéries) à des niveaux comparables à l'échelle annuelle aux rejets de stations d'épuration, et nettement supérieurs à l'échelle des événements les plus intense ([Chebbo et al., 1995](#)). Les effets négatifs des rejets d'eaux pluviales sur le milieu récepteur ont également été prouvés. Les conclusions de ces programmes

sont les suivantes :

- les matières en suspension sont à des niveaux plus élevés que dans les rejets de station d'épuration, ce qui nécessite un traitement particulier, plus particulièrement pour les zones sensibles à la sédimentation ;
- la matière oxydable est comparable à celles des rejets de station d'épuration ;
- les nutriments sont mesurés dans les eaux pluviales à des niveaux plus faibles que dans d'autres types de rejets au milieu ;
- les métaux traces sont les micropolluants les plus retrouvés dans les eaux pluviales (essentiellement cuivre, plomb et zinc), leurs concentrations dans les rejets sont plus élevées que les critères de qualité pour les eaux de surface de l'US-EPA ;
- les micropolluants organiques sont peu fréquemment recherchés ;
- les coliformes sont retrouvés à des forts niveaux de concentrations nécessitant un traitement.

Ces études sont fondées sur un grand nombre de sites et un grand nombre d'événements pluvieux, mais souvent à l'aval de grands bassins versants (de plusieurs dizaines à plusieurs milliers d'hectares) d'occupation du sol hétérogène qui mélange des niveaux d'activités variables. Par exemple les sites séparatifs de la base Qastor ([Saget, 1994](#)) sont tous en zones urbaines ou industrielles, et de tailles comprises entre 16 ha et 226 ha (médiane à 69 ha) avec des coefficients de ruissellement entre 24 et 78 % (médiane à 41 %). Les sites du programme NURP ont une surface comprise entre 5 et 548 ha allant du rural à l'industriel.

Des lacunes ont été détectées dans les données acquises : en termes d'homogénéité des données, en termes de processus de production de la contamination et en termes de paramètres explicatifs de la variabilité inter sites ([US-EPA, 1983](#); [Saget, 1994](#)). Les études suivantes, dans les *années 90 à 2000*, ont donc affiné leurs objectifs en essayant d'évaluer les sources de la contamination en milieu urbain, en s'intéressant à différentes occupations du sol, et en étudiant l'évolution temporelle de la contamination ([Rossi, 1998](#); [Duncan, 1999](#); [Lee & Bang, 2000](#); [Choe et al., 2002](#); [Pitt et al., 2004](#); [Fuchs et al., 2004](#)). Les recherches se sont focalisées sur des bassins versants plus petits et ayant un type d'occupation du sol particulier. De plus, les paramètres mesurés ont évolué (en raison de l'amélioration des techniques de mesure et de la prise de conscience des impacts des micropolluants) : plus de micropolluants organiques sont recherchés. Enfin, un plus grand nombre d'études s'intéressent à la gestion et au traitement des eaux pluviales ([Brombach et al., 2005](#)).

Par exemple en Suisse, l'étude Cipel s'est basée sur 5 sites séparatifs allant de 5,2 à 13,5 ha et chacun caractéristique d'une occupation du sol (résidentiel, industriel, urbain) ([Rossi, 1998](#)). Aux États-Unis, une base de données appelée NSQD, «National Stormwater Quality Database» rassemble les données qualité de 3770 événements pluvieux dans 17 États ([Pitt et al., 2004](#)) entre les années 1980 et 2000. La médiane des aires des bassins

versants étudiés est 23 ha, et celle des coefficients d'imperméabilisation 53 %. Les types d'occupations du sol concernés par cette étude sont : du rural (6 % des échantillonnages), des zones industrielles (21 %), des zones commerciales (22 %), des zones résidentielles (45 %), et des portions d'autoroute (5 %). En Australie, [Goonetilleke et al. \(2005\)](#) ont étudié 3 grands bassins versants (162 à 2726 ha) forestier, rural et résidentiel dense ; et 3 sous bassins versants inclus dans le résidentiel dense (0,8 à 8 ha). En France, quelques études existent sur du séparatif notamment à Nantes sur un bassin versant de 88 ha ([Ruban et al., 2005](#)) ou en région parisienne ([Daligault et al., 2001](#)).

Un parallèle de ces études sur de grands bassins versant, un certain nombre de projets se sont intéressés aux voies d'introduction de la contamination des eaux pluviales et ont donc étudié des types de surface spécifiques : ruissellement de voirie et de toiture. Par exemple, [Gromaire et al. \(2001\)](#) ont montré, dans un site urbain dense, que plus de 73 % en médiane des métaux contenus dans les eaux de ruissellement étaient issus de sources locales non atmosphériques. Les sources principales en milieu urbain sont la corrosion des matériaux de couverture des toitures ([Forster, 1999](#); [Gromaire-Mertz et al., 1999](#); [Robert-Sainte, 2009](#)) et le lessivage des voiries, à cause du trafic automobile et de l'usure des matériaux de génie civil ([Legret & Pagotto, 1999](#)). Les dépôts atmosphériques sont également une source importante de contaminants organiques et inorganiques qui sont rejetés au milieu aquatique via le ruissellement ([Garnaud, 1999](#); [Azimi et al., 2005](#); [Blanchard et al., 2006](#)).

Les conclusions suivantes ont été mises en évidence par ces études :

- l'occupation du sol influence la qualité des eaux pluviales : les zones commerciales et industrielles produisant globalement plus de contaminants que les zones résidentielles, les parcs ou les zones rurales (sauf pour certains paramètres comme les nutriments ou les pesticides en milieu agricole)([Duncan, 1999](#); [Choe et al., 2002](#); [Pitt et al., 2004](#); [Goonetilleke et al., 2005](#)).
- les routes présentent les concentrations les plus élevées sauf en nutriments, coliformes et zinc ;
- le ruissellement de toits est moins contaminé pour la plupart des paramètres, sauf pour le cuivre, le plomb ou le zinc en fonction du matériau de couverture ([Duncan, 1999](#); [Gromaire et al., 2001](#); [Robert-Sainte, 2009](#)) ;
- la contamination des eaux pluviales est souvent considérée comme *particulière* ([Gromaire-Mertz et al., 1999](#); [Choe et al., 2002](#); [Van Metre & Mahler, 2003](#); [Gnecco et al., 2005](#); [Herngren et al., 2005](#); [Lau & Stenstrom, 2005](#)), ce qui a orienté les gestionnaire vers des traitements par décantation ([Choe et al., 2002](#); [Aires et al., 2003](#)).

Actuellement, la recherche sur la qualité des eaux pluviales s'intéresse plus spécifiquement aux micropolluants organiques ([Brown & Peake, 2006](#); [Rule et al., 2006](#); [Eriksson](#)

et al., 2007; Björklund *et al.*, 2009; Zgheib, 2009).

Au niveau européen, plusieurs projets de recherche ont permis d'améliorer les connaissances sur les micropolluants dans les eaux pluviales. Le projet Daywater (2002-2005) a développé une méthodologie (CHIAT : Chemical Hazard Identification and Assessment Tool) de choix de substances cibles basée sur l'évaluation des risques, et un outil d'aide à la décision pour une meilleure gestion des eaux pluviales (Scholes *et al.*, 2003; Eriksson *et al.*, 2005; Thévenot, 2006). Le projet ScorePP (2006-2009) vise à développer des stratégies de contrôle à la source pour réduire les émissions de polluants prioritaires (Scholes *et al.*, 2008b). Ces programmes sont fortement basés sur des approches théoriques.

En France, des observatoires sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie ont été mis en place. La troisième phase du programme OPUR, en région Parisienne s'intéresse à des bassins versants drainés par un réseau séparatif (Arambourou, 2008; Zgheib, 2009). Zgheib (2009) a étudié 3 sites séparatifs allant de 64 à 213 ha, (une zone urbaine, une zone résidentielle dense et une zone pavillonnaire). Ses paramètres sont 88 micropolluants caractéristiques de l'activité humaine (Zgheib, 2009). L'Observatoire de Terrain en Hydrologie Urbaine (OTHU), crée en 1999, étudie un bassin versant séparatif dans l'agglomération urbaine de Lyon. Ce site est en zone urbaine et de grande taille (185 ha), et les 33 substances prioritaires de la DCE y sont suivis dans le cadre du projet Esprit (Becouze *et al.*, 2008; Dembélé *et al.*, 2009). Le Secteur Atelier Pluridisciplinaire (SAP) de Nantes, créé en 2006, étudie 2 bassins versants séparatifs de type périurbain d'une superficie de 31 à 500 ha, et mesure les paramètres globaux, les métaux traces, les HAP et les pesticides (Lamprea, 2009).

2.1.2 La qualité des eaux pluviales, une question d'échelle ?

Il est donc clair que les eaux pluviales ne peuvent pas être considérées comme propres, et leurs rejets dans le milieu aquatique doivent être soumis à des contrôles voire à des traitements d'épuration. De plus en plus de réseaux d'eaux pluviales sont équipés d'ouvrages de traitement, tels que des bassins de décantation. Ces traitements se font à l'aval des réseaux séparatifs, juste avant le rejet.

Or la tendance en hydrologie est de gérer les eaux pluviales de plus en plus en amont. La question qui se pose est de savoir si la qualité des eaux pluviales varie en fonction de l'échelle à laquelle elle est considérée.

La qualité des eaux pluviales et l'effet de leurs rejets sont très *variables* d'un site à l'autre. Un grand nombre de facteurs influencent en effet la génération de la pollution du ruissellement (Burton & Pitt, 2001; Gromaire *et al.*, 2001; Goonetilleke *et al.*, 2005) :

- les caractéristiques physiques des sites (type et intensité de l'occupation du sol, degrés

2.1 État des lieux des études existantes sur la qualité des eaux pluviales

d'imperméabilisation),

- le type et l'intensité de l'activité anthropique,
- les caractéristiques climatiques (intensité, durée de la pluie, période de temps sec qui précède la pluie).

Les ordres de grandeur mesurés dans les eaux pluviales pour les paramètres globaux lors des programmes de recherche décrits précédemment sont donnés dans les tableaux 2.1 pour les eaux pluviales, 2.2 pour le ruissellement de toitures et 2.3 pour le ruissellement de voirie.

TAB. 2.1: Ordres de grandeur des concentrations mesurées à l'aval de bassins versants séparatifs

Réf.	Type de données	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	COT (mgC/l)
[1]	US EPA résidentiel, médiane (n=615)	7,5	110	68	42	
[2]	France, Min-max des moyennes sur 7 sites (n=345)			170 - 550	97 - 300	
[3]	Allemagne, Médiane sur 165 études	7,1	290	150	84	18
[4]	Urbain dense, Iran, Moyenne 10 événements	7,3	510	150	650	
[5]	Urbain résidentiel, Australie, moyennes (n=111)	7,1	260	150		130
[6]	Noisy-le-Grand, urbain dense, médiane (n=6)	7,2	547	193	125	
	Noisy-le-Grand, pavillonnaire, médiane (n=6)	7,4	293	129	148	
[7]	Pin Sec, résidentiel (min-max) (n=11)	6,4 - 7,0	92 - 220	17 - 410		1,0 - 46
	Gohards, résidentiel, commercial et trafic important	6,5 - 7,2	98 - 250	30 - 150		2,7 - 19
[1]=Pitt <i>et al.</i> (2004), [2]=Saget (1994), [3]=Fuchs <i>et al.</i> (2004), [4]=Taebi & Droste (2004), [5]=Goonetilleke <i>et al.</i> (2005), [6]=Zgheib (2009), [7]=Lamprea (2009)						

La comparaison entre les ordres de grandeur mesurés à l'aval de grands bassins versants montre que sur certains paramètres, le ruissellement amont est beaucoup moins contaminé qu'à l'exutoire. Par exemple les MES et la matière organique mesurés sur du ruissellement de toiture correspondent à la gamme basse des concentrations mesurées aux exutoires : il existe un facteur compris entre 10 et 50 entre les deux, ces observations sont en accord avec les conclusions de Gromaire *et al.* (2001) et Boller (2004). A contrario les concentrations

en zinc mesurées dans le ruissellement de toiture sont parfois 10 fois supérieures à celles des eaux pluviales aval (sur des toitures en zinc). Pour d'autres paramètres comme les hydrocarbures, [Rocher *et al.* \(2004\)](#) ont montré que les toitures n'étaient pas émettrices d'hydrocarbures, alors que la voirie en était une source majoritaire.

[Gromaire \(1998\)](#) s'est intéressée à la répartition de la pollution entre les fractions dissoutes et particulaires dans les eaux de ruissellement. Elle a montré que la proportion de matière organique sous forme dissoute n'est pas négligeable, et fluctue fortement d'un événement pluvieux à un autre. Le pourcentage de la DCO dans la fraction particulaire est en général supérieur à 50 % dans le ruissellement de chaussées (1^{er} - 9^e décile : 56 - 85 %), mais est souvent inférieur à 50 % dans le ruissellement de toitures (1^{er} - 9^e décile : 34 - 81 %) ([Gromaire, 1998](#)). Pour les métaux traces dans le ruissellement de toiture, le cuivre et le plomb sont majoritairement particulaires et le zinc est fortement dissous. Suivant le type de surface et le type de paramètres, la contamination du ruissellement amont est donc en partie dissoute et en partie particulaire. Alors que dans les eaux pluviales à l'aval, la matière organique et les métaux traces ont tous été mesurés comme majoritairement particulaires ([Zgheib, 2009](#)).

Ces différences montrent donc que la qualité des eaux pluviales évolue suivant l'échelle considérée. Pour certains paramètres (MES, matière organique), la contamination semble plus importante à l'aval qu'à l'amont, tandis que pour d'autres paramètres (le zinc par exemple) un effet de dilution entre l'amont et l'aval est observé. Ces différences peuvent s'expliquer par le mélange de différents types d'eaux de ruissellement qui ont des niveaux de contamination différents. Une autre hypothèse serait l'effet du réseau. Il a en effet été montré pour les réseaux unitaires que le transport dans le réseau était le lieu d'une évolution par formation de stocks et érosion de ces stocks par temps de pluie. De plus les réseaux séparatifs sont rarement strictement séparatifs, des mauvais branchements étant souvent constatés. [Valiron & Tabuchi \(1992\)](#) rapportent qu'il suffit de 2 à 5 % de mauvais branchements pour annuler le bénéfice du réseau séparatif : il se produit une contamination des eaux pluviales par mélange. De plus la distribution dissous / particulaire évolue dans le réseau, du fait de la modification des quantités de MES et de matière organique particulaire.

2.2 Critères d'évaluation de la qualité des eaux pluviales

Le paragraphe précédent montre que la qualité des eaux pluviales est assez bien documentée en termes de matières en suspension, matière organique et nutriments. Les métaux traces et les hydrocarbures sont également considérés comme des marqueurs classiques de la contamination du ruissellement urbain.

Dès les années 70, un autre type de contamination a été mis en évidence, dû à l'intro-

2.2 Critères d'évaluation de la qualité des eaux pluviales

TAB. 2.2: Ordres de grandeur des paramètres globaux mesurés dans le ruissellement de toiture

Réf.	Type de données	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	COT (mgC/l)
[1]	1 ^{er} - 9 ^e décile			6 - 74	12 - 73	
[2]	Min-max sur 3 types de toit	6,5 - 7,5	3,0 - 64			2,7 - 14*
[3]	Min-max sur 4 types de toit	5,5 - 7,9	2 - 40		4,0 - 20	
[4]	1 ^{er} - 3 ^e quartile sur 4 types de toit	5,3 - 6,4	17 - 75	1,2 - 10		1,8 - 13

[1]=Gromaire (1998), [2]=Zobrist *et al.* (2000), [3]=Boller (2004), [4]=Lamprea (2009) ,
 *Carbone organique dissous

TAB. 2.3: Ordres de grandeur des paramètres globaux mesurés dans le ruissellement de chaussées

Réf.	Type de données	pH	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	COT (mgC/l)
[1]	Chaussée urbaine, médiane 1 ^{er} - 9 ^e décile			97 53 - 276	135 74 - 391	
[2]	Autoroute, min - max	6,3 - 7,9	60 - 17620	16 - 267	21 - 507	
[3]	Autoroute, gamme de médianes	7,0 - 7,5		150 - 250		5 - 10
[4]	Voirie résidentielle			15 - 377	11 - 281	
[5]	Chaussée, min - max	6,6 - 7,0	262 - 302	44 - 100		4,8 - 24

[1]=Gromaire (1998), [2]=Legret & Pagotto (1999), [3]=Boller (2004), [4]=Gnecco *et al.* (2005) ,
 [5]=Lamprea (2009) ,

duction par l'homme de nouvelles molécules organiques, souvent appelées micropolluants. Un screening a par exemple détecté la présence de plus de 100 molécules organiques différentes en 1974 dans une rivière aux États-Unis (Hites *et al.*, cité par [Schwarzbauer \(2006\)](#)). Ces micropolluants proviennent de phytosanitaires, additifs aux matières plastiques, matériaux de construction, peintures etc.

Dans le but d'établir une politique de surveillance commune au niveau international, différentes listes de substances prioritaires ont été établies en se basant sur des critères de persistance, bioaccumulation et toxicité. Ces listes contiennent certains métaux traces et un grand nombre de micropolluants organiques dont il faut diminuer voire supprimer les rejets au milieu aquatique. Par exemple la directive européenne 76/464/CEE de 1976 liste 132 substances dangereuses, l'US-EPA a établi une liste de 126 substances, et la convention de Stockholm en 2001 liste 12 familles de polluants organiques persistants (POP). La directive européenne 2000/60/CE, dite « directive cadre sur l'eau » (DCE), a été adoptée en 2000. Elle vise à atteindre le « bon état écologique et chimique des milieux aquatiques d'ici 2015 ». Elle liste 33 substances prioritaires dont il faut « *réduire* progressivement les rejets, les émissions et les pertes ». Parmi ces 33 substances, la décision 2455/2001 du 16 décembre 2001 établit une liste de substances prioritaires dangereuses dont il faut « *supprimer* progressivement les rejets, les émissions et les pertes » dans un délai de 20 ans. La DCE définit également des normes de qualité environnementales (NQE), qui sont des concentrations à ne pas dépasser dans les milieux aquatiques. Ces NQE ont été évaluées à partir des seuils de concentrations sans effet sur les êtres vivants (Predicted Non Effect Concentration : PNEC).

Ces listes permettent de mener des actions conjointes au niveau européen, et international, mais sont essentiellement basées sur les activités industrielles, et limitent les réglementations à un faible nombre de substances alors qu'un grand nombre de substances, potentiellement dangereuses sont ignorées. Notamment les polluants émergents dont la notion est apparue dans les années 2000 et qui correspondent aux toxiques provenant des phytosanitaires, des médicaments et des produits de soin corporel (étudiés dans le projet Ampere ([Coquery *et al.*, 2009](#))). Par exemple le glyphosate (herbicide) ou des antibiotiques vétérinaires pourraient être concernés dans l'étude de la pollution des eaux pluviales.

La surveillance de ces substances, et l'étude de leurs sources et devenir dans les milieux aquatiques font l'objet d'un certain nombre de recherches ([Schwarzbauer, 2006](#)). Par contre les eaux pluviales sont très peu étudiées pour ces molécules alors qu'elles en sont une voie d'introduction potentielle dans le milieu aquatique ([Eriksson *et al.*, 2007](#); [Bester *et al.*, 2008](#)).

Toutes les substances prioritaires ne sont cependant pas susceptibles d'être présentes dans les eaux de ruissellement urbaines (pesticides agricoles par exemple), et la liste des 33 substances prioritaires de la DCE laisse en revanche de côté certaines substances toxiques pourtant potentiellement véhiculées par les eaux pluviales en milieu urbain.

Afin d'évaluer la qualité des eaux pluviales urbaines, il a donc été nécessaire d'établir une liste de micropolluants qui permette de répondre aux objectifs réglementaires européens, et qui soit caractéristique du ruissellement urbain. [Zgheib \(2009\)](#) a développé au cours de son doctorat une méthodologie visant à effectuer un balayage ciblé des eaux urbaines, et a sélectionné 88 substances. Sa liste comprend toutes les substances prioritaires de la DCE, plus celles caractéristiques du milieu urbain et appartenant aux substances dangereuses ou prioritaires des directives européennes 76/464/CEE et 2000/60/CE, à la liste CHIAT du programme de recherche européen Daywater ([Eriksson *et al.*, 2007](#)), et couvre la totalité de la liste des HAP de l'US-EPA. Les molécules recherchées appartiennent aux familles suivantes : HAP, PCB, organoétains, chlorobenzènes, BTEX (Benzene, toluène, éthylène, xylène), COV (composés organiques volatils), chlorophénols, alkylphénols, PBDE, pesticides, chloroalcanes, phtalates, et métaux traces.

Le tableau [2.4](#) décrit les substances sélectionnées par [Zgheib \(2009\)](#), ainsi que leurs domaines d'utilisation.

TAB. 2.4: Liste des substances recherchées dans les eaux pluviales et leur domaine d'utilisation

Famille de molécules	Substances	Domaines d'utilisation
HAP	16 substances	voir paragraphe 3.1.2
PCB	8 substances	voir paragraphe 3.1.1
organoétains	monobutylétain, dibutylétain, tributylétain	biocides
chlorobenzènes	1,2,3 trichlorobenzène, 1,2,4 trichlorobenzène, 1,3,5 trichlorobenzène, pentachlorobenzène, hexachlorobenzène	Intermédiaires de synthèse (mousse, solvants, pharmacie, colorants...)
BTEX (benzène, toluène, éthylène, xylène)	benzène, ethylbenzène, isopropylbenzène, toluène, xylènes (somme o,m,p)	additifs de l'essence, solvants (peintures), synthèses chimiques
COHV(composés organiques halogénés volatils)	1,2 dichloroéthane, chlorure de méthylène, hexachlorobutadiène, chloroforme, tétrachlorure de carbone, tétrachloroéthylène, trichloroéthylène	solvants organiques, fabrication d'aérosols, mousses, réfrigérants
chlorophénols	pentachlorophénol, 4-chloro-3-méthylphénol	traitement du bois
alkylphénols	4-para-nonylphénols (ramifiés), para-tert-octylphénol, 4-tert-butylphénol	tensio-actifs, agents de formulation (détergents, phytosanitaires, peintures etc.)
PBDE (polybromodiphényléther)	pentabromodiphényléther, octabromodiphényléther, décabromodiphényléther	retardateurs de flammes
acétamides	alachlore	herbicides
organochlorés	aldrine, endrine, dieldrine, DDT-2,4', DDT-4,4', isodrine, alpha Endosulfan, bêta Endosulfan, lindane, hexachlorocyclohexane	insecticides (essentiellement agricoles)
organophosphorés	chlorfenvinphos, chlorpyrifos	insecticides
dinitroaniline	trifluraline	herbicides
triazines	atrazine, déséthylatrazine (DEA), déséthylsimazine, simazine	herbicides
urées	diuron, isoproturon	herbicides
	métaldehyde	molluscicides
	aminotriazole	pesticides
glyphosate	glyphosates, et son produit de dégradation AMPA	herbicides
chloroalcanes	chloroalcanes C10-C13	retardateurs de flammes
phtalates	DEHP (di 2-éthylhexylphtalate)	plastifiants, notamment dans le PVC
métaux traces	cadmium, cuivre, mercure, nickel, platine, plomb, zinc	bâtiment, freins, pneumatiques, batteries, industrie chimique, amalgames dentaires

Chapitre 3

Micropolluants dans les eaux pluviales

Toutes les substances évoquées dans le paragraphe 2.2 n'ont pas fait l'objet d'un suivi détaillé au cours de cette thèse. Nous nous sommes particulièrement intéressés à quatre familles de polluants caractéristiques de l'activité humaine, dont les propriétés physico-chimiques et les avancées dans la réglementation sont différentes : les métaux traces, les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et les alkylphénols (AP).

Ces différences de caractéristiques vont être des éléments importants pour comprendre leurs occurrences et leurs devenir, et sont décrites dans les paragraphes suivants.

3.1 Présentation des micropolluants étudiés

3.1.1 Polychlorobiphényles

Les polychlorobiphényles (PCB) sont des dérivés chimiques chlorés, regroupant 209 substances apparentées. Entre 1930 et le début des années 80, les PCB ont été produits pour leurs qualités d'isolants électriques, leur stabilité thermique, leur excellente lubrification et leur résistance au feu.

3.1.1.1 Caractéristiques

Les PCB sont des biphényles substitués par un nombre variable d'atomes de chlore (figure 3.1) et ont été commercialisés sous forme de mélanges d'isomères (Pyralène et Phénoclor en France, Aroclors aux États-Unis). La variation du taux de chlore de ces mélanges permet d'obtenir des propriétés physiques particulières. Le pourcentage pondéral de chlore peut varier de 21 % à 68 %. Les proportions en différents PCB peuvent éventuellement permettre d'identifier le produit commercial à la source de la contamination.

Les PCB sont relativement insolubles dans l'eau et leur solubilité décroît avec l'augmentation du nombre d'atomes de chlore. Ce sont des composés très hydrophobes qui sont donc fortement adsorbés sur les sédiments et sur les particules en suspension dans l'eau. Du fait de leur faible solubilité dans l'eau et de leur $\log K_{ow}$ ¹ élevé (4,8 à 7,6), leur mobilité dans les sols est faible et ils y sont donc persistants.

Les PCB sont des composés inertes, résistants aux bases et aux acides. Thermiquement, ce sont également des composés très stables. Les PCB se décomposent à des températures supérieures à 300°C. En ce qui concerne la biodégradation, les mono, di- et trichlorobiphényles sont biodégradés relativement rapidement, les tétrachlorobiphényles sont dégradés lentement, alors que les biphényles fortement substitués sont résistants (Borja *et al.*, 2005).

Les principales constantes caractéristiques des PCB sont données dans le tableau 4.3, page 81.

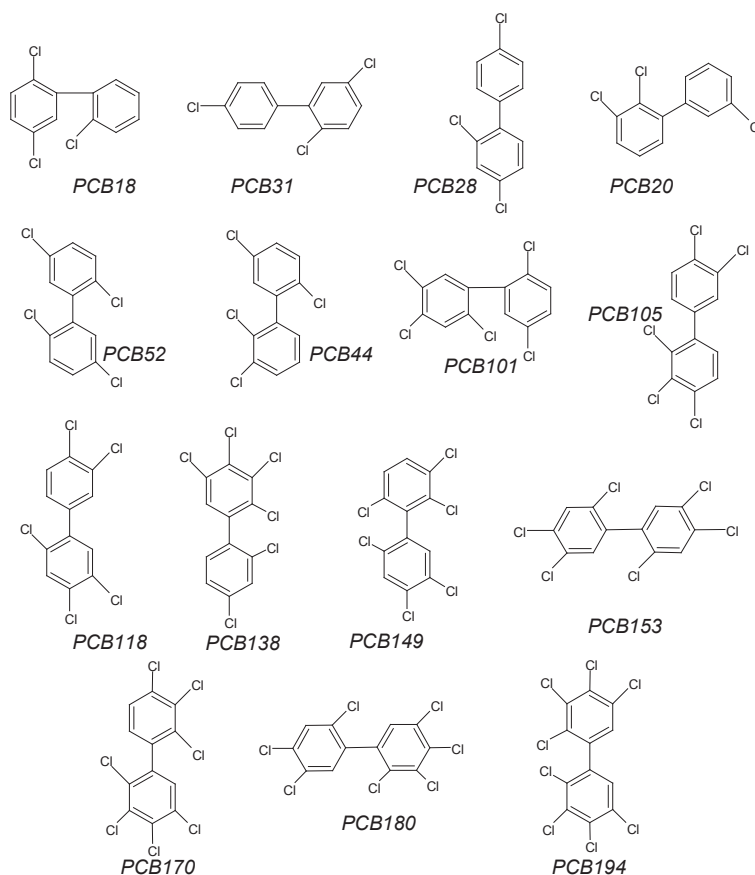


FIG. 3.1: Formules semi-développées des PCB étudiés

Certains congénères de PCB présents dans les mélanges commerciaux sont particulièrement rémanents et sont considérés comme des traceurs des PCB. Ces « PCB indicateurs »

¹Coefficient de partage octanol eau qui décrit l'hydrophobicité d'une molécule

sont les plus fréquemment retrouvés (PCBi : 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) et représentent environ 50 % de l'ensemble des congénères de PCB bioaccumulés dans les aliments d'origine animale et dans les tissus humains.

3.1.1.2 Toxicité et réglementations

La toxicité des PCB n'est pas aiguë, mais résulte d'expositions chroniques. Des études ont montré qu'ils ont des effets génotoxiques, neurotoxiques et neurocomportementaux et ils sont classés comme mutagènes et cancérogènes probables. Certains congénères des PCB sont des perturbateurs endocriniens pouvant entraîner une réduction de la fertilité. Certains congénères induisent des effets toxiques comparables à ceux des dioxines et sont appelés PCB dioxin-like (PCB-DL). ([Ineris, 2005a](#))

La toxicité des PCB est amplifiée par leur grande stabilité chimique et physique et leur faible biodégradabilité. Leur très forte hydrophobicité implique leur accumulation dans les graisses et leur bioconcentration dans les organismes le long de la chaîne alimentaire. [Babut & Miège \(2007\)](#) ont par exemple mesuré des concentrations en PCB supérieures aux normes sanitaires dans des poissons du Rhône (40 à 7045 µg/kg pour la somme des 7 PCB indicateurs).

En France, depuis l'arrêté du 8 juillet 1975 puis le décret du 2 février 1987, la production et l'usage (hors équipements déjà en service) des PCB sont interdits. En application de l'arrêté de février 2003, les PCB doivent être éliminés de manière contrôlée par des entreprises de destruction des déchets agréées, et leur utilisation doit être définitivement arrêtée avant fin 2010. En dépit de ces interdictions, les PCB se retrouvent de façon ubiquiste dans l'environnement, et certains fleuves et lacs sont interdits de pêche pour cette raison.

3.1.1.3 Principaux usages

Les PCB ont essentiellement été utilisés dans des transformateurs électriques et des appareils hydrauliques industriels. Ils étaient utilisés comme fluide caloporteur, pour le refroidissement de transformateurs et de condensateurs électriques, et pour l'isolation électrique. Ils ont également été utilisés comme produits d'imprégnation du bois et du papier, ou comme plastifiant. La production mondiale de PCB entre 1930 et 1993 est estimée à 1,5 millions de tonnes, dont 10 % en France ([Breivik *et al.*, 2007](#); [Ineris, 2005a](#)). Selon Tanabe *et al.* (1983) (cité par [Ayrault *et al.* \(2010\)](#)), un tiers de la production était dispersé dans l'environnement dès 1980, le reste étant stocké dans des équipements en service ou en décharge.

En France, même si l'utilisation des PCB est interdite depuis 20 ans, les PCB sont encore

émis dans l'environnement par différentes voies : des rejets vers l'atmosphère (incinérateurs, décharges), et des rejets industriels ou illicites vers le milieu aquatique.

En 2007, le CITEPA ² a évalué à 25 kg les émissions de PCB vers l'atmosphère en France, et à un peu plus de 3 kg à l'échelle du bassin versant de la Seine, soit environ 2 fois moins que 10 ans auparavant. Aujourd'hui, selon le CITEPA, le secteur résidentiel constitue la plus forte source d'émissions de PCB par combustion : la combustion du bois produirait à elle seule 18 kg de PCB par an. La forte diminution du secteur «transformation d'énergie» est due aux progrès réalisés dans l'équipement des incinérateurs. Cependant, d'autres sources d'émission vers l'atmosphère ne sont pas prises en compte dans ces inventaires, en particulier les émissions directes par volatilisation à partir de matériaux et équipements contenant des PCB ou de sols contaminés. Une évaluation faite par le programme Piren-Seine montre que ces émissions en France seraient au minimum de 360 kg par an et domineraient complètement les autres émissions répertoriées ([Piren-Seine, 1996](#)).

À partir de l'inventaire sur les sites industriels effectué pour l'état des lieux exigé par la DCE, le flux apporté au milieu aquatique par l'activité industrielle a été évalué en France à au moins 0,7 kg/an pour les 7 PCB indicateurs.

3.1.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) constituent une vaste famille de composés organiques constitués d'au moins deux cycles aromatiques condensés. Issus des produits pétroliers, de la combustion incomplète de la matière organique, ou de sources diagénétiques, ils peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Ils sont retrouvés en quantité importante dans tous les compartiments de l'environnement. Un certain nombre de HAP sont représentés en figure [3.2](#).

3.1.2.1 Caractéristiques

Les HAP ne contiennent que des atomes de carbone et d'hydrogène sous forme de cycles aromatiques, et sont des molécules planes et rigides. Leur nombre de cycles influence leurs propriétés physico-chimiques. Les HAP susceptibles de se retrouver dans le milieu aquatique possèdent entre 2 et 10 cycles, au-delà les molécules ne sont plus solubles. Une distinction est souvent faite entre les HAP de bas poids moléculaire (2 à 3 cycles aromatiques) et HAP de haut poids moléculaire (4 cycles et plus) ([Bouchez *et al.*, 1996](#)).

Les HAP sont des molécules hydrophobes, semi-volatils et non polaires. Leur $\log K_{ow}$ varie de 3,45 pour le naphthalène (2 cycles) à 6,9 pour le benzo(g,h,i)pérylène (6 cycles). La solubilité dans l'eau du naphthalène est de 30 mg/l et décroît ensuite rapidement avec le nombre de cycles (135 ng/l pour le pyrène et 0,3 ng/l pour le benzo(g,h,i)pérylène). Il en va de même

²Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique : www.citepa.org

3.1 Présentation des micropolluants étudiés

pour les volatilités (Bouchez *et al.*, 1996; Ineris, 2005a). Les constantes caractéristiques des molécules sont données dans le tableau 4.3, page 81.

Les HAP sont adsorbables sur divers supports solides, du fait de leur hydrophobicité. Dans le milieu aquatique ils pourront donc être trouvés sous différentes formes : liés à de la matière organique, piégés dans les sédiments, accumulés dans les cellules lipidiques des êtres vivants et sous forme libre dissoute.

Les HAP sont dits persistants dans l'environnement car ils sont difficilement dégradables (temps de demi-vie de 2 à 9 ans mesurés dans des sols pollués). Ils sont photosensibles mais très peu dégradés par l'action microbienne.

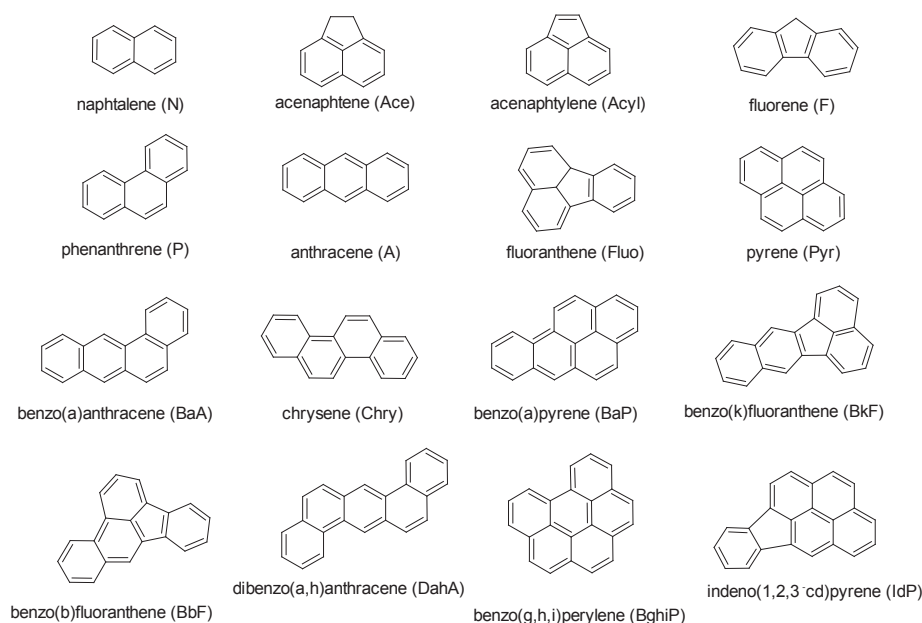


FIG. 3.2: Formules semi-développées des 16 HAP de l'US-EPA

3.1.2.2 Toxicité et réglementations

Les HAP sont avérés cancérigènes pour l'homme en exposition chronique et sont classés comme tels par l'Union Européenne, l'Agence Internationale de la Recherche sur le Cancer (AIRC) et l'US-EPA (Ineris, 2005a). Le passage des hydrocarbures dans l'organisme humain s'effectue par inhalation, ingestion ou par voie cutanée.

Cachot *et al.* (2006) ont montré le pouvoir mutagène de sédiments et ont pu le relier à la contamination en HAP. Les HAP ne sont pas mutagènes en eux-mêmes, mais le deviennent pour l'organisme qui les a absorbés. Ils sont rapidement métabolisés et subissent une oxydation enzymatique par une monooxygénase, le cytochrome P-450, dont le rôle physiologique est la détoxification des xénobiotiques. Cette oxydation les rend plus hydrosolubles et donc éliminables. Dans le cas des HAP, le cytochrome réalise une époxydation qui conduit à la

formation d'un métabolite mutagène et cancérigène. Ces molécules formées se fixent sur l'ADN et entraînent des modifications du matériel génétique.

L'ensemble des HAP appartient à la liste des substances prioritaires dans le domaine de l'eau selon la Décision N° 2455/2001/CE du Parlement Européen et du Conseil du 20 novembre 2001.

Parmi tous les HAP recensés, 16 ont été retenus comme polluants prioritaires par l'US-EPA (voir figure 3.2). Cette liste sert de base à la plupart des études et programmes de recherche.

Les législations européennes et françaises prennent en considération une liste de six HAP prioritaires représentatifs des diverses propriétés physicochimiques : le fluoranthène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le benzo(g,h,i)pérylène et l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène.

La directive du 7 mai 2007 définit les NQE provisoires (NQE_p) pour les eaux de surface, dont les valeurs sont dans le tableau 3.1.

TAB. 3.1: NQE pour les HAP dans les eaux de surface (directive du 07/05/07)

Substance	NQE (µg/l)	Substance	NQE (µg/l)
Naphtalène	2,4	Benzo (a) anthracène	0,005
Acénaphthène	0,7	Chrysène	0,006
Acénaphthylène	0,4	Benzo (a) Pyrène	0,05
Fluorène	0,3	Benzo (k) Fluoranthène	Σ=0,03
Phénanthrène	0,11	Benzo (b) Fluoranthène	
Anthracène	0,1	Dibenzo(a,h) anthracène	0,00006
Fluoranthène	0,1	Benzo (g,h,i) Pérylène	Σ=0,002
Pyrène	0,024	Indeno (1,2,3-cd) Pyrène	

3.1.2.3 Origine des HAP

Les HAP ne sont pas des molécules de synthèse ; les mécanismes de leur production sont naturels ou anthropiques, ponctuels ou diffus. Leurs principales origines sont pyrolytique et pétrolière (Bouchez *et al.*, 1996; Rocher, 2003).

Dans le cas d'une *origine pyrolytique*, les HAP sont principalement formés lors de la combustion incomplète de la matière organique, récente ou fossile. L'homme est en grande partie responsable de cette production par l'activité industrielle, les émissions de véhicules et le chauffage résidentiel. La pyrolyse naturelle intervient également mais dans une moindre part (incendies de forêt et éruptions volcaniques).

Le *pétrole*, contenu dans les bassins sédimentaires et formé à des températures relativement basses, contient un mélange de HAP. En milieu urbain, le déversement par fuite ou

vidange de combustible est une voie d'introduction importante des HAP dans le ruissellement, appelée *origine pétrogénique*.

La production anthropique des HAP est très importante, en France elle a été estimée à 35 tonnes pour 2004 (pour la somme des 4 HAP : benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène et indeno(1,2,3)pyrène) par le CITEPA. Ces émissions proviennent principalement de deux secteurs qui sont par ordre d'importance en 2004 : le résidentiel/tertiaire (83 %) suite à des combustions de biomasse non maîtrisées, et le transport routier (13 %, en particulier les véhicules diesel). Une importante contribution est également faite par les huiles usagées de véhicules (pollution diffuse et rejets sur les routes).

Critères de caractérisation de l'origine des HAP Afin de déterminer l'origine des HAP d'un milieu d'étude, leur distribution a été mise en relation avec les différentes origines et des indices ont été développés (Budzinski *et al.*, 1997; Yunker *et al.*, 2002). De hauts niveaux de concentration en pyrène et fluoranthène sont caractéristiques d'une origine pyrolytique, telle que la combustion de carburants pour le transport. Le rapport des HAP de bas poids moléculaire et de haut poids moléculaire (c'est-à-dire le rapport : $\frac{F+P+A}{Fluo+Pyr+BaA+Chry+BbF+BkF+BaP+DahA+BghiP+IdP}$) est un indicateur d'origine basé sur le fait qu'une contamination pétrolière est caractérisée par des HAP de bas poids moléculaire (2 - 3 cycles aromatiques) alors qu'une contamination pyrolytique est caractérisée par des HAP de haut poids moléculaire (5 - 6 cycles aromatiques). Ces comparaisons simples ne suffisent pas à l'identification des sources de HAP car les matrices environnementales en milieu urbain présentent des contaminations diverses (trafic automobile, usine d'incinération, chauffage urbain). Il est nécessaire d'utiliser des outils plus élaborés combinant divers ratios caractéristiques. Les ratios se font entre composés ayant les mêmes masses molaires ce qui permet de minimiser les différences de volatilité, de solubilité dans l'eau, ou d'affinité avec le carbone organique. Les ratios les plus fréquemment utilisés dans la littérature sont :

- $\frac{P}{P+A} < 0,9$ caractérise une origine pyrolytique (pétrolière sinon) ;
- $\frac{Fluo}{Fluo+Pyr} < 0,4$ caractérise une origine pétrolière (pyrolytique si $> 0,5$) (Yunker *et al.*, 2002).

3.1.3 Alkylphénols

Les alkylphénols (AP) sont des tensio-actifs non ioniques constitués d'un phénol substitué par une chaîne alkyle en *para*. Ce sont des substances de synthèse (les premières synthèses datent de 1940 (Soares *et al.*, 2008)), utilisées dans la fabrication des alkylphénols éthoxylates (APEO), et en sont le principal produit de dégradation dans l'envi-

ronnement. Les nonylphénol éthoxylates (NPEO) représentent 80 % des APEO produits et commercialisés, et l'octylphénol éthoxylate (OPEO) 20 %. La figure 3.3 présente les formules semi-développées de certains alkylphénols, le radical R représentant une chaîne alkyle linéaire ou ramifiée avec un nombre de carbones variable suivant l'alkylphénol.

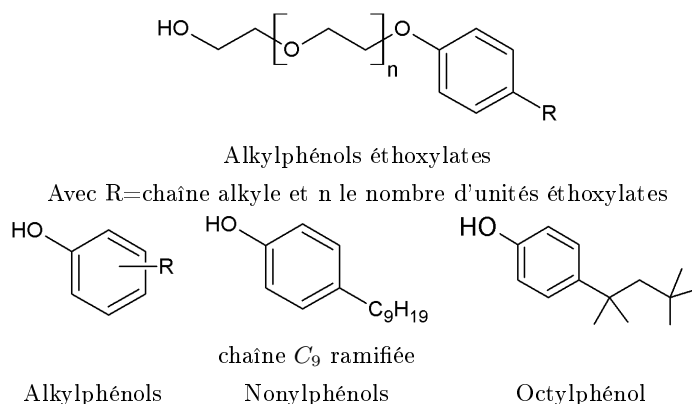


FIG. 3.3: Formules semi-développées des AP et APEO

3.1.3.1 Caractéristiques

Les alkylphénols sont des molécules organiques hydrophobes, et par conséquent bioaccumulables, avec des $\log K_{ow}$ de 4,12 pour les octylphénols et 4,48 pour les nonylphénols (Ying *et al.*, 2002). Mais du fait de la présence de la fonction alcool qui augmente l'affinité de la molécule pour l'eau, les alkylphénols ont une solubilité dans l'eau plus importante que celle d'autres molécules hydrophobes : la solubilité dans l'eau de l'octylphénol est de 12,6 mg/l, et celle du nonylphénols est de 5,43 mg/l (à 20°C) (Ying *et al.*, 2002; Ineris, 2005b). Les nonylphénols sont semi-volatils avec une constante de Henry de $3,5 \cdot 10^{-5} \text{ atm} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$ permettant des échanges entre l'eau et l'atmosphère.

L'hydrolyse et la photolyse ne sont pas des processus de dégradation efficaces pour les alkylphénols dans le milieu aquatique. Par contre les alkylphénols sont biodégradables (période de demi-vie : 150 jours) (Ineris, 2005a).

3.1.3.2 Toxicité et réglementations

La toxicité des alkylphénols a été mise en évidence dès les années 80 par Giger *et al.* (1984) (cités dans Ying *et al.* (2002)). Plus récemment, des études ont démontré le potentiel toxicologique des alkylphénols, principalement en tant que perturbateur endocrinien (Sheahan *et al.*, 2002; Cailleaud *et al.*, 2007). Cette activité peut altérer le développement sexuel des organismes vivants et ainsi provoquer la féminisation de certaines populations de poissons, comme l'ont prouvé Jobling *et al.* (1996) pour les truites arc-en-ciel. Des travaux ont également soulevé des préoccupations pour la santé humaine : par exemple, Park &

Choi (2007) montrent une détérioration de l'expression génique de cellules humaines mises en présence de nonylphénols, Soares *et al.* (2008) rapportent des modifications dans le développement et le fonctionnement des cellules. La toxicité de ces molécules est amplifiée par son caractère lypophile responsable de sa bioaccumulation le long de la chaîne trophique (Cailleaud *et al.*, 2007).

Les PNEC ont été estimées à 61 ng/l pour les octylphénols et à 330 ng/l pour les nonylphénols (Ineris, 2005a) et définissent les normes de qualité environnementales pour ces molécules.

Les nonylphénols et octylphénols ont été classés parmi les 33 substances prioritaires de la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union Européenne ; et les nonylphénols ont fait l'objet en 2005 d'une interdiction d'emploi et de mise sur le marché pour certains usages (directive 2005/53/CE) : produits de nettoyage, traitement des textiles, produits de traitement des trayons (vétérinaire), usinage des métaux (sauf si incinération des liquides), fabrication du papier, produits cosmétiques ou d'hygiène, coformulants dans les pesticides et les biocides. Leur utilisation pour ces usages devrait donc fortement diminuer, jusqu'à quasi disparaître à l'horizon 2015 (horizon de la DCE), puisque les autorisations de mise sur le marché des produits durent plusieurs années (10 ans par exemple pour les pesticides).

3.1.3.3 Principaux usages

Le nonylphénol est principalement utilisé pour (par ordre d'importance) :

- produire des éthoxylates de nonylphénols
- produire des oximes phénoliques
- produire certaines matières plastiques (résines formophénoliques, trinonylphénol phosphite qui est un additif du PVC, résines époxy...)

Il n'est pas fabriqué en France. Pour information, la production de nonylphénols dans l'Union Européenne était de 73 500 tonnes en 1997 (Ineris, 2005a), mais le marché tend à diminuer fortement, du fait de l'évolution de la réglementation.

Les nonylphénols éthoxylates sont des tensio-actifs utilisés comme agents de formulation dans de nombreux produits du fait de leurs propriétés dispersantes et mouillantes. Par exemple (Ineris, 2005a; Månsson *et al.*, 2008; Björklund, 2009) :

- polymères et peintures (dont des caoutchoucs, du PVC, du PTFE, du polyvinyle acétate, des polyacrylates...)
- phytosanitaires
- engrais (Thomas *et al.*, 2001)
- nettoyage industriel
- tanneries
- production de papier
- industrie du textile

- travail des métaux

En ce qui concerne les produits à l'usage des particuliers, certains produits de nettoyage ou produits cosmétiques peuvent contenir des nonylphénols éthoxylates mais cette présence a fortement diminué et devrait disparaître en 2015. Cependant, les produits fabriqués hors Union Européenne pourront être importés et contenir des nonylphénols éthoxylates. La production de nonylphénols éthoxylates de l'Union Européenne était de 118 000 tonnes en 1997 dont 77 800 étaient utilisés dans l'Union Européenne. Leur production est une source de nonylphénols et de nonylphénols éthoxylates pour l'environnement, principalement via les rejets aqueux ([Ineris, 2005a](#)).

Dans un grand nombre de cas, la substitution des alkylphénols éthoxylates et de alkylphénols, principalement par des alcools éthoxylés, est en cours à des coûts raisonnables ([Ineris, 2005a](#)).

3.1.4 Éléments traces métalliques

Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, et proviennent à la fois de sources naturelles et anthropiques. Ils ne sont ni biodégradables, ni volatils ce qui leur confère un fort pouvoir d'accumulation dans la biosphère. La plupart des métaux sont indispensables aux principaux cycles métaboliques (Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, V, Mo, Se, Sn) et sont naturellement présents dans le milieu aquatique à faible concentrations. D'où la terminologie «Éléments traces métalliques» (ETM). Ils peuvent également se révéler toxiques pour les êtres vivants à certaines concentrations.

Les ETM sont naturellement présents dans les sols et sont libérés par des altérations chimiques, des érosions mécaniques des surfaces ou des phénomènes naturels comme le volcanisme. L'ensemble des métaux traces présents dans les systèmes aquatiques et provenant de sources naturelles constitue le fond géochimique.

Les métaux sont utilisés depuis longtemps par l'homme comme matière première et les sources anthropiques sont donc très nombreuses, notamment en milieu urbain (trafic routier, ruissellement des toitures, rejets industriels).

Seuls le cuivre (Cu), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) sont présentés, étant les métaux traces majoritairement retrouvés dans les eaux pluviales ([US-EPA, 1983](#)).

3.1.4.1 Caractéristiques et réglementations

Le *cuivre* et le *zinc* sont des éléments essentiels chez l'homme et l'animal, impliqués dans de nombreuses voies métaboliques ([Ineris, 2005a](#)). Le zinc, sous sa forme métallique, présente une faible toxicité par inhalation et par voie orale. Par contre, certains composés du zinc sont responsables d'effets délétères chez l'homme et l'animal. Ces substances sont susceptibles de s'accumuler dans les organismes vivants avec un potentiel toxique à haute

dose. Pour ces raisons elles font partie de la liste des 126 substances prioritaires de l'US-EPA.

Le *plomb* a tendance à se lier avec des ligands et former des complexes non solubles dans l'eau ; et il est donc retrouvé majoritairement sous forme particulaire (Gromaire, 1998). Il n'est pas utile à la croissance des êtres vivants et sa toxicité est connue depuis longtemps. Son accumulation dans l'organisme humain conduit à des atteintes rénales et à des lésions au niveau du système nerveux central induisant la mort (saturnisme). De plus certaines formes du plomb sont classées cancérigènes et d'autres supposées cancérigènes (Ineris, 2005a). De ce fait le plomb appartient à la liste des substances prioritaires de la directive cadre sur l'eau de 2000. La norme de qualité environnementale pour les eaux de surface impose des concentrations inférieures aux PNEC=7,2 µg/l.

3.1.4.2 Principaux usages

Le *cuivre* est un des métaux les plus utilisés à cause de ses propriétés physiques, particulièrement de sa conductibilité électrique et thermique. Il est beaucoup employé en métallurgie pour la fabrication d'alliages, dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, dynamos, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie. Les principales sources anthropiques sont : l'industrie du cuivre et des métaux en général ; l'industrie du bois ; l'incinération des ordures ménagères ; la combustion de charbon, d'huile et d'essence ; et la fabrication de fertilisants (phosphate) (Ineris, 2005b). En milieu urbain, sa source principale est la circulation automobile (usure des plaquettes de frein) (47 %) et les bâtiments (21 %) (Davis *et al.*, 2001; Boller & Steiner, 2002).

Les batteries électriques représentent une fraction importante des utilisations du *plomb*, notamment les batteries pour l'automobile (65 à 70 % des utilisations du plomb). Le reste de la consommation concerne des usages divers : radiateurs d'automobiles, munitions, alliages, enrobage de câbles, produits extrudés, feuille de plomb (protection contre les rayonnements), soudure, céramique, masses de lestage, tuyaux, réservoirs. Ces marchés traditionnels ont tendance à diminuer au profit de nouveaux besoins liés au développement de technologies modernes (protection contre les techniques de radiothérapie, technologie nucléaire, supraconducteurs). Les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques, ils proviennent d'abord des industries du plomb, et au niveau urbain ou routier, des rejets des véhicules à moteur. Cependant depuis les deux dernières décennies, avec la disparition de la consommation de l'essence plombée, la pollution atmosphérique par le plomb a considérablement diminué. En dehors des rejets locaux par les industries sidérurgiques, le plomb peut aussi provenir de l'usure de peintures contenant du plomb, d'éléments d'étanchéité de toitures, de déchets non recyclés ou de canalisations en plomb (Davis *et al.*, 2001; Robert-Sainte, 2009).

Les apports anthropiques de *zinc* dans l'environnement résultent de trois groupes d'activités : les sources minières et industrielles, l'utilisation du zinc dans la galvanisation des aciers, et les épandages agricoles. En milieu urbain le zinc est utilisé dans le bâtiment (toitures) (Robert-Sainte *et al.*, submitted in 2009), dans le transport (rails, pneumatiques) (Legret & Pagotto, 1999) et peut également être émis lors de l'incinération des ordures (Davis *et al.*, 2001; Ineris, 2005a).

3.2 Concentrations en micropolluants dans les eaux pluviales

3.2.1 Les PCB dans les eaux pluviales

Les eaux pluviales sont une source majeure de PCB dans le milieu aquatique (Blanchard *et al.*, 2001; Rossi *et al.*, 2004; Hwang & Foster, 2008). Par exemple les concentrations en PCB dans une rivière américaine (Anacostia) augmentent par temps de pluie (Hwang & Foster, 2008). Les teneurs en PCB dans le ruissellement sont variables suivant l'occupation du sol, augmentant avec l'activité industrielle (Rossi *et al.*, 2004). Le tableau 3.2 liste les différentes études sur les PCB dans le ruissellement, certaines s'intéressant à des réseaux unitaires par temps de pluie. Les concentrations varient de < LQ à 730 ng/l dans les eaux pluviales et sont très variables suivant les études.

TAB. 3.2: Niveaux de contamination des PCB dans les eaux pluviales

Référence	Commentaires	Concentration ng/l
Torno (1984)	base NURP	20
Atasi <i>et al.</i> (2001)	USA, Détroit	20 - 200
Blanchard <i>et al.</i> (2001)	France, Seine-Aval, entrée de STEP temps sec $\Sigma 7$ France, Seine-Aval, entrée de STEP temps pluie	15 - 26 32 - 53
Rossi <i>et al.</i> (2004)	$\Sigma 12$ PCB, Suisse	<LQ - 75
Hwang & Foster (2008)	USA, Washington, unitaire temps sec USA, Washington, unitaire temps pluie	0,91 - 12 9,8 - 210
Zgheib (2009)	France, pavillonnaire, $\Sigma 7$ France, résidentiel dense	<LQ - 730 130 - 310

Les PCB sont très majoritairement particuliers dans le ruissellement (> à 90 %) (Hwang & Foster, 2008). Les teneurs rapportées par cette étude varient entre 31 et 750 $\mu\text{g/kg}$. Zgheib (2009) n'a pu quantifier les PCB que dans la fraction particulaire de ses eaux pluviales à des teneurs comprises entre <LD et 280 $\mu\text{g/kg}$. Ces deux études rapportent des teneurs beaucoup plus élevées que celles mesurées par Cornelissen *et al.* (2008) dans des sédiments de réseau séparatif : 20 - 54 $\mu\text{g/kg}$. Pour comparaison, des MES en Seine ont été quantifiées à 227 $\mu\text{g/kg}$ par Cailleaud *et al.* (2007).

3.2.2 Les HAP dans les eaux pluviales

Les HAP sont les micropolluants organiques qui ont été le plus étudiés dans les eaux pluviales. Le tableau 3.3 résume les concentrations mesurées dans quelques études.

La gamme de concentrations mesurées va de quelques dizaines de ng/l à la dizaine de µg/l et cette variabilité est liée au type d'occupation du sol et à l'activité humaine. Par exemple, Ngabe *et al.* (2000) ont étudié les HAP dans les eaux pluviales en zone urbaine en Caroline du Sud (USA). Ils ont mesuré les concentrations les plus élevées à Columbia, métropole de grande taille (5,6 µg/l), et les concentrations les plus faibles dans la petite ville de Georgetown (0,28 µg/l). De même, les études de (Stein *et al.*, 2006; Lamprea, 2009; Zgheib, 2009) rapportent des valeurs plus élevées pour les bassins versants les plus denses.

Hwang & Foster (2006) ont caractérisé la contamination en HAP de la rivière Anacostia (USA) et ont montré que le ruissellement sur les surfaces urbaines en étaient la source majoritaire. L'étude des marqueurs de HAP a attribué les HAP de haut poids moléculaire à une source pyrolytique. Les profils de HAP des eaux pluviales de Columbia et Georgetown (Hwang & Foster, 2006) sont similaires aux profils des retombées atmosphériques et différent de ceux de la combustion de l'essence.

TAB. 3.3: Ordres de grandeur des HAP dans les eaux pluviales

Références	Type de données	Concentrations (µg/l)
Rossi (1998)	Suisse, résidentiel	0,59 - 5,0
Ruban <i>et al.</i> (2005)	France, Nantes, périurbain 88 ha	0,14
Hwang & Foster (2006)	USA, urbain à périurbain*	1,5 - 12,5
Motelay-Massei <i>et al.</i> (2006)	France, Le Havre, urbain	0,49 - 34
Ngabe <i>et al.</i> (2000)	USA, Columbia, urbain dense	0,4 - 16
	USA, Georgetown, petite ville	0,04 - 3,8
Rule <i>et al.</i> (2006)	Angleterre, urbain	0,5 - 1,0
Stein <i>et al.</i> (2006)	USA, Los Angeles, imperméabilisation > 50 %	2,7±1,8
	USA, Los Angeles, imperméabilisation < 90 %	0,45±0,44
Lamprea (2009)	France, Nantes, résidentiel dense 31 ha	0,035 - 0,27
	France, Nantes, urbain, 178 ha	0,09 - 4,7
Zgheib (2009)	France, Île-de-France, pavillonnaire, 215 ha	0,68 - 5,6
	France, Île-de-France, urbain, 230 ha	0,88 - 6,5

*Σ 35 HAP

Toutes les études montrent que les HAP sont principalement (>80 %) liés aux particules dans les eaux pluviales (Pitt *et al.*, 2004; Brown & Peake, 2006; Hwang & Foster, 2008;

Zgheib, 2009). Le tableau 3.4 donne des ordres de grandeur des teneurs en HAP mesurés dans les eaux pluviales et dans divers types de MES.

TAB. 3.4: Ordres de grandeur des teneurs en HAP dans diverses particules

Références	Type de données	Concentrations (mg/kg)
Brown & Peake (2006)	Sédiments réseau EP	5,7
Cailleaud <i>et al.</i> (2007)	MES Seine	0,50 - 5,8
Cornelissen <i>et al.</i> (2008)	Sédiments réseau EP	1,2 - 3,4
Zgheib (2009)	MES eaux pluviales	3,5 - 17

3.2.3 Les alkylphénols dans les eaux pluviales

Les nonylphénols et l'octylphénol ont été souvent quantifiés dans de nombreuses matrices : l'atmosphère, les eaux de surface, les rejets de station d'épuration (Ying *et al.*, 2002; Ineris, 2005a; Soares *et al.*, 2008)... Ces études ont relié la contamination des eaux de surface en AP aux activités humaines, particulièrement aux rejets de station d'épuration (Soares *et al.*, 2008).

Par contre peu d'études ont été faites dans les eaux pluviales. Une étude en Suède (Björklund *et al.*, 2009) a mesuré des concentrations comprises entre 0,1 et 1,2 ng/l dans des eaux pluviales urbaines. En France Zgheib (2009) rapporte des concentrations entre 0,3 et 5,2 µg/l pour les nonylphénols à l'exutoire d'un bassin versant pavillonnaire (<LD - 0,13 µg/l pour l'octylphénol) et entre 1,6 et 9,2 µg/l à l'exutoire d'un bassin versant résidentiel dense (0,11 - 0,26 µg/l pour l'octylphénol). En Angleterre, Rule *et al.* (2006) ont mesuré à l'exutoire d'un bassin versant industriel de concentrations entre 1,7 à 4,9 µg/l de NP à différents moments d'un même événement pluvieux. Dans la baie de Hong-Kong, Kueh & Lam (2008) ont prouvé que les rejets d'eaux pluviales contaminaient la mer en NP : ils ont mesuré des concentrations (médianes sur plusieurs événements) variant entre 1,1 et 7,4 µg/l pour des bassins versants urbains et industriels. (Corsi *et al.*, 2006) s'est intéressé au ruissellement d'un aéroport dans le Wisconsin (USA) pour montrer l'impact de l'utilisation d'antigel (contenant de grandes quantités de nonylphénols éthoxylates). Dans le ruissellement amont, les NP ont été détectés à des concentrations inférieures à 0,04 µg/l, dans le ruissellement en aval de l'aéroport entre 0,98 et 7,7 µg/l, et dans le milieu récepteur à 3,9 µg/l.

Dans les eaux de surface et dans les eaux pluviales, les alkylphénols ont été majoritairement mesurés sous forme dissoute dans la colonne d'eau. En rivière, le pourcentage de NP particulaire a été évalué à 16 % par Cailleaud *et al.* (2007) en Seine, 23 % par Isobe *et al.* (2001) au Japon, et entre 2 et 42 % par Patrolecco *et al.* (2006) en Italie. Les octylphénols

ont été mesuré à 8 % particulaire par [Isobe *et al.* \(2001\)](#).

Le tableau 3.5 donne les teneurs en AP trouvées dans la littérature pour différents types de particules. Les teneurs varient de plus d'un ordre de grandeur entre les minima et les maxima observés. [John *et al.* \(2000\)](#) ont montré que les interactions avec la matière organique était un paramètre majeur dans l'adsorption des AP. Donc suivant la teneur de matière organique contenue dans les particules, la teneur en AP varie.

Des tendances saisonnières différentes ont été observées suivant les études : [Isobe *et al.* \(2001\)](#) ont trouvé des teneurs plus élevées en été et en automne, tandis que [Cailleaud *et al.* \(2007\)](#) ont mesuré des teneurs plus faibles lorsque l'activité microbienne est maximale au printemps et en automne.

TAB. 3.5: Teneurs en alkylphénols dans différents types de particules

Référence	Type d'échantillon	Teneurs en $\mu\text{g/g}$
Isobe <i>et al.</i> (2001)	Japon, particules d'eau de rivière	NP : $3,5 \pm 2,0$
		OP : $0,33 \pm 0,22$
	Japon, sédiments de rivière	NP : 0,03 - 13 OP : 0,003 - 0,67
Patrolecco <i>et al.</i> (2006)	Italie, particules d'eau de rivière	NP : 0,24 - 7,32
Cailleaud <i>et al.</i> (2007)	France, Seine, particules d'eau de rivière	NP : 0,29 - 7,1
Björklund <i>et al.</i> (2009)	Suède, sédiments de réseau séparatif	NP : 0,72 - 1,5
Zgheib (2009)	France, particules d'eau pluviale	NP : 1,1 - 22
		OP : <LD - 0,38

3.2.4 Les éléments métalliques dans les eaux pluviales

Les métaux sont parmi les paramètres les plus étudiés dans les eaux pluviales. Dès les années 80, ils ont été mesurés dans les eaux pluviales à des concentrations supérieures aux normes de qualité pour les eaux de surface ([US-EPA, 1983](#)). Le tableau 3.6 donne les concentrations mesurées dans diverses études. Les concentrations en cuivre varient entre 5,9 et 220 $\mu\text{g/l}$, celles en plomb entre <LD et 240 $\mu\text{g/l}$, et celles en zinc entre 12 et 5300 $\mu\text{g/l}$.

Les concentrations en métaux dans les eaux pluviales sont très variables et dépendent fortement du type et de l'intensité de l'activité, et du type d'urbanisation ([Rossi, 1998](#); [Davis *et al.*, 2001](#); [Pitt *et al.*, 2004](#)).

La contamination métallique est véhiculée sous forme particulaire ([Gromaire, 1998](#); [Brown & Peake, 2006](#); [Zgheib, 2009](#)). Le cuivre est entre 66 et 100 % dans la fraction particulaire, le plomb entre 100 %, et le zinc entre 54 et 100 %. Les teneurs dans les particules mesurées dans ces différentes études sont rapportées dans le tableau 3.7.

TAB. 3.6: Concentrations en métaux dans les eaux pluviales

Référence	Commentaires	Concentrations $\mu\text{g/l}$		
		Cu	Pb	Zn
Rossi (1998)	Suisse, résidentiel	30 - 470	9,2 - 280	52 - 920
Choe <i>et al.</i> (2002)	Corée, résidentiel	79	240	5300
Pitt <i>et al.</i> (2004)	États-Unis, base NSQD, résidentiel	17	18	100
Ruban <i>et al.</i> (2005)	Nantes, périurbain 88ha	28	21	183
Sabin <i>et al.</i> (2005)	Los Angeles, urbain	5,9 - 37	1,2 - 16	32 - 320
Rule <i>et al.</i> (2006)	Angleterre, urbain	6,1 - 16	2,0 - 7,9	12 - 36
Lamprea (2009)	France, Nantes, résidentiel dense, 31 ha	13 - 123	9,5 - 71	64 - 536
	France, Nantes, urbain, 178 ha	18 - 43	3,8 - 33	145 - 388
Zgheib (2009)	Paris, Pavillonnaire, 215 ha	30 - 133	<LD - 29	150 - 380
	Paris, Urbain dense, 230 ha	50 - 220	25 - 130	130 - 520

TAB. 3.7: Teneurs en métaux dans différents types de particules

Référence	Commentaires	Teneurs mg/kg		
		Cu	Pb	Zn
Saget (1994)	France, base Qastor	610	700	
Gromaire-Mertz <i>et al.</i> (1999)	Paris, ruissellement urbain	500	1800	4100
Brown & Peake (2006)	Angleterre, eaux pluviales	150 - 560	210 - 670	1080 - 5900
Gasperi <i>et al.</i> (2009)	Paris, Seine, eau de rivière	32 - 250	24 - 204	180 - 1200
Zgheib (2009)	Paris, eaux pluviales	550	280	2800

3.3 Voies d'introduction des micropolluants dans les eaux pluviales

Les micropolluants sont introduits dans les eaux de ruissellement, d'une part par le lessivage de l'atmosphère, et d'autre part par le lessivage et l'érosion des surfaces urbaines. Les phénomènes mis en jeu sont complexes car l'introduction dans le ruissellement est en compétition avec la ré-émission, et cela dans chaque compartiment comme le montre la figure 3.4 qui schématise les phénomènes d'introduction et d'échanges de micropolluants.

3.3.1 Les retombées atmosphériques

L'atmosphère est contaminée par un grand nombre de micropolluants qui se déposent sous forme de retombées sèches (par gravitation) ou de retombées humides pendant la pluie (par piégeage des particules lors de la formation des gouttes ou par lessivage par l'eau).

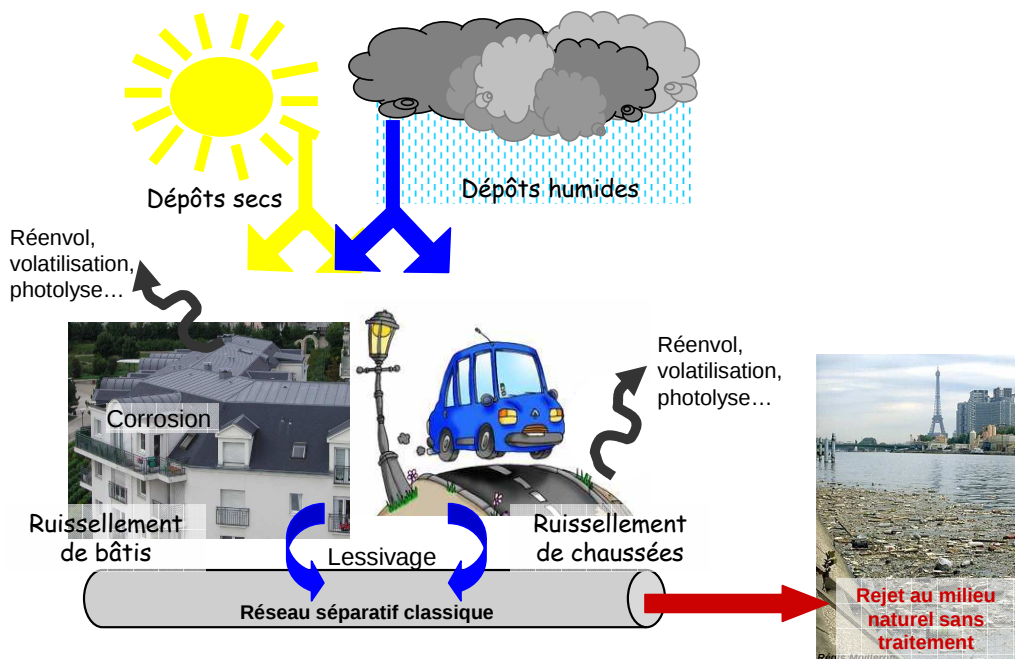


FIG. 3.4: Voies d'introduction des contaminants dans le ruissellement

3.3.1.1 Les retombées atmosphériques de micropolluants organiques

Concentrations dans l'atmosphère Les micropolluants organiques étudiés sont semi-volatils et ont été mesurés à des niveaux souvent élevés dans l'atmosphère. Ces teneurs augmentent avec le niveau d'urbanisation quelle que soit la molécule considérée, ce qui est dû aux activités humaines de chauffage, incinérations et industries (Blanchard *et al.*, 2006; Cincinelli *et al.*, 2003; Van Ry *et al.*, 2000).

Le tableau 3.8 permet de comparer les teneurs dans l'atmosphère des différents contaminants et pour différentes études. Ces données montrent des teneurs en nonylphénols très élevées par rapport aux autres molécules. L'influence saisonnière a été prouvée pour les HAP dont les teneurs augmentent en hiver du fait du chauffage. Les teneurs atmosphériques en PCB augmentent en été avec la température du fait de la volatilisation (Blanchard *et al.*, 2006). Par contre, l'influence de la température n'est pas nette pour les alkylphénols, Fries & Puttmann (2004) mesurant des concentrations plus fortes en hiver et Van Ry *et al.* (2000) en été : les phénomènes de volatilisation et de photodégradation sont en compétition.

La contamination atmosphérique en HAP et PCB en Île-de-France a été suivie depuis les 15 dernières années (Ollivon *et al.*, 2002; Azimi *et al.*, 2005; Blanchard *et al.*, 2006). Il a été montré une diminution d'un ordre de grandeur pour les PCB suite à l'interdiction de production et d'utilisation des PCB dans les années 70, et à l'amélioration des traitements des usines d'incinération. Pour les HAP, les concentrations semblent être stables. La conta-

mination de l'atmosphère par les PCB est essentiellement gazeuse, seulement 7 à 32 % des congénères sont fixés sur les particules atmosphériques (Blanchard *et al.*, 2006).

TAB. 3.8: Niveaux de contamination des micropolluants organiques dans l'atmosphère

Molécules	Concentrations	Références
HAP	0,855-24,2 ng/m ³	Zone urbaine, Italie Cincinelli <i>et al.</i> (2003)
NP	2,2-70 ng/m ³	Zone urbaine, New-York, USA Dachs <i>et al.</i> (1999)
NP	<LQ-56,3 ng/m ³	Site côtier, rivière Hudson, USA Van Ry <i>et al.</i> (2000)
OP	<LQ-1 ng/m ³	
NP	<0,13-81 ng/m ³	Site côtier, rivière Hudson, USA Van Ry <i>et al.</i> (2000)
OP	<0,01-2,5 ng/m ³	
PCB	0,051-0,705 ng/m ³ (Σ 7 PCB)	Zone urbaine, Paris, France Blanchard <i>et al.</i> (2006)
PCB	0,031-0,076 ng/m ³ (Σ 7 PCB)	Zone semi-rurale industrialisée, Italie Castro-Jiménez <i>et al.</i> (2009)

Retombées atmosphériques En ce qui concerne les *PCB*, le compartiment atmosphérique est actuellement la principale voie de transport dans l'environnement (Blanchard *et al.*, 2006). Le tableau 3.9 donne des concentrations mesurées dans les retombées atmosphériques. Les retombées sèches ne représentent que 8 % des retombées totales (Rossi *et al.*, 2004; Castro-Jiménez *et al.*, 2009), ce qui est à relier au fait que les PCB atmosphériques sont essentiellement gazeux.

TAB. 3.9: Concentrations en PCB dans les retombées atmosphériques

Commentaires	Concentrations (ng/l)	Références
Retombées totales, Paris, 1998, (Σ_7)	100	Blanchard <i>et al.</i> (2001)
Retombées totales, Paris, 2001/2002	6,5-61,6 (Σ_{21})	Blanchard <i>et al.</i> (2006)
Retombées humides, Suisse, 1995, (total)	35,3	Rossi <i>et al.</i> (2004)
Retombées humides, (σ_7)	0,6-2,4	Castro-Jiménez <i>et al.</i> (2009)

Pour les HAP, les concentrations de la littérature concernant les retombées atmosphériques sont données dans le tableau 3.10. Les quantités mesurées sont très variables et sont plus importantes en hiver suite à l'augmentation du chauffage.

Une étude en Allemagne et en Belgique a montré que les nonylphénols sont présents

TAB. 3.10: Concentrations en HAP dans les retombées atmosphériques

Commentaires	Concentrations (ng/l)	Références
Retombées humides, USA, (Σ_{14})	50 - 310	Park et al. (2001)
Retombées totales, Paris, (Σ_{14})	51 - 1000	Ollivon et al. (2002)
Retombées totales, Gdansk, Pologne (Σ_{15})	350	Grynkiewicz (2003)
Retombées totales, Le Havre (Σ_{14})	57 - 540	Motelay-Massei et al. (2006)

dans les eaux de pluie à des concentrations entre 30 ng/l et 950 ng/l ([Fries & Puttmann, 2004](#)).

Les différentes études recensées dans les tableaux ont permis d'estimer des *flux annuels de retombées atmosphériques*.

En région parisienne, une étude est faite depuis une dizaine d'années sur divers sites ruraux, industriels et urbains en région parisienne et en Normandie ([Teil et al., 2004](#); [Blanchard et al., 2001, 2006](#)). Cette étude a montré une diminution des retombées atmosphériques au cours du temps, une influence importante de l'activité du site sur les flux, et une variation des apports en fonction des masses d'air. En 1999-2000, [Teil et al. \(2004\)](#) ont mesuré des flux ($\Sigma 7$ PCB) entre 12 et 47 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$, avec une valeur de 39 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ pour Paris ; en 2001-2002 ($\Sigma 12$ PCB) des flux ont été mesurés entre 18 et 64 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ et en 2002-2003 entre 8 et 29 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ (21 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ pour Paris) ([Blanchard et al., 2006](#)). Le modèle de [Rossi et al. \(2004\)](#) estime un flux de 24 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ ($\Sigma 12$ PCB). Aux États Unis, les flux ($\Sigma 12$ PCB) ont été estimés à 4,8 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ ([Park et al., 2002](#)). [Rossi et al. \(2004\)](#) ont déduit de leur étude un modèle de production de PCB suivant l'équation 3.1

$$M_{PCB} = S [T_{tpsSec} \cdot Acc + C_{pluie} \cdot h] \quad (3.1)$$

Avec M_{PCB} la masse de PCB (ng) émis par le bassin versant de surface imperméabilisée S (m^2), T_{tpsSec} la durée de temps sec (jour), h la hauteur de pluie (mm), Acc l'accumulation de PCB pendant le temps sec (évalué à 2,9 $\text{ng}/\text{m}^2/\text{an}$) et C_{pluie} la concentration de PCB dans la pluie (médiane à 35,3 ng/l).

Pour les HAP, [Ollivon et al. \(2002\)](#) ont estimé le flux atmosphérique en HAP ($\Sigma 14$) à Paris en 2000 à 234 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$. [Azimi et al. \(2005\)](#) ont mesuré des flux de HAP à 153 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ à Créteil, 161 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ à Paris, et un flux 40 % plus faible en zone semi-urbaine. Aux États-Unis, [Lang et al. \(2002\)](#) ont évalué un flux atmosphérique de 364 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ à Miami, et [Park et al. \(2002\)](#) à 250 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ au Texas. En Corée, les retombées atmosphériques ont été évaluées entre 64 et 610 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ en zone urbaine, et

entre 65 et 610 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ en zone périurbaine (Moon *et al.*, 2006). En zone urbaine, les flux de HAP semblent donc être dans les mêmes ordres de grandeur dans tous les pays cités.

Pour les AP, une seule valeur a été trouvée dans la littérature : Björklund (2009) utilise pour faire un bilan de masse, une valeur de 110 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ de NP + NPEO dans les retombées totales en Suède en zone périurbaine.

3.3.1.2 Les retombées atmosphériques de métaux traces

Les retombées atmosphériques sont une source importante de métaux traces à l'échelle du BV. Sabin *et al.* (2005) ont par exemple évalué la contribution de l'atmosphère entre 57 et 100 % des métaux contenus dans les eaux de ruissellement en milieu urbain. Cette proportion dépend de façon importante des matériaux utilisés dans la construction puisque dans le cas du Marais à Paris, il a été montré (Garnaud, 1999; Rocher *et al.*, 2004) que l'apport du ruissellement de toitures étaient plus importantes que les flux atmosphériques. Leur contribution a été évaluée à 2 % pour le cuivre et le zinc et 14 % pour le plomb lors d'un bilan à l'échelle du bassin versant (Thevenot *et al.*, 2007).

Les tableaux 3.11 et 3.12 donnent les concentrations en métaux mesurées dans les retombées atmosphériques, et les flux qui en ont été déduits. Les quantités de métaux véhiculées par l'atmosphère ont diminué depuis 20 ans, surtout pour le plomb suite au passage à l'essence sans plomb. Les quantités apportées par l'atmosphère varient, de nos jours, suivant l'ordre : Zn>Cu>Pb (alors qu'avant l'interdiction de l'essence au plomb, l'ordre était Zn>Pb>Cu).

Il a été montré que le mode préférentiel de dépôt des métaux traces étaient le dépôt sec : par exemple Azimi (2004) a évalué la contribution par temps sec à 81 % pour le cuivre, 79 % pour le plomb et 76 % pour le zinc.

Les métaux sont essentiellement dissous dans la pluie (Garnaud *et al.*, 1999) ce qui est à relier au faible pH des retombées humides. En 1999, Garnaud *et al.* ont mesuré des teneurs dans les particules des retombées sèches comprises entre 0,7 et 2,8 g/kg pour le Cu, 1,9 et 13 g/kg pour le plomb, et entre 2,7 et 22 g/kg pour le zinc (respectivement pour les particules des retombées humides : cuivre : 0,18 à 12 g/kg ; Pb : 1,5 à 24 g/kg ; Zn : 0,41 à 16 g/kg). Ces teneurs, surtout celles du plomb ont pu évoluer comme les concentrations totales.

3.3.2 Émission par les bâtiments

Les principales sources d'émission de contaminants par les bâtiments sont :

- le ruissellement sur les matériaux de couverture
- le lessivage des autres matériaux utilisés dans le bâtiment

3.3 Voies d'introduction des micropolluants dans les eaux pluviales

TAB. 3.11: Concentrations en métaux dans les retombées atmosphériques

Référence	Commentaires	Concentrations en $\mu\text{g/l}$		
		Cu	Pb	Zn
Garnaud <i>et al.</i> (1999)	Chatou, retombées humides	1,2 - 5,3	2,2 - 28	9,5 - 75
	Paris, retombées humides	1,1 - 14	3,8 - 26	5,0 - 82
	Créteil, retombées humides	3,7 - 13	4,3 - 18	13 - 53
Sabin <i>et al.</i> (2005)	EU, Los Angeles, retombées humides	<LD - 14	<LD - 5	<LD - 210
Lamprea (2009)	Nantes, retombées totales	1,2 - 16	0,2 - 1,8	2 - 50

TAB. 3.12: Flux de métaux déposés par les retombées atmosphériques

Référence	Commentaires	Flux en $\text{mg/m}^2/\text{an}$		
		Cu	Pb	Zn
Garnaud <i>et al.</i> (1999)	Chatou	7,9	33	71
	Paris	25	39	110
	Créteil	9,4	31	46
Azimi <i>et al.</i> (2005)	Paris	15	12	53
Sabin <i>et al.</i> (2005)	EU, Los Angeles	3,4	2,3	15
Lamprea (2009)	Nantes	3,3	0,9	29

– le chauffage

Les matériaux utilisés pour la construction des bâtiments contiennent un grand nombre de substances susceptibles d'avoir un impact néfaste sur l'environnement et qui peuvent être lessivées par le ruissellement. Les substances peuvent être l'élément principal du matériau comme pour les toitures en métal, ou en être un additif comme dans les peintures ou les matières plastiques.

Le ruissellement des toitures a été beaucoup étudié pour les éléments métalliques car il est responsable d'une grande partie des émissions de métaux dans les rejets urbains de temps de pluie avec un fort impact sur le milieu naturel (Gromaire *et al.*, 2002; Thevenot *et al.*, 2007; Robert-Sainte, 2009). Beaucoup moins de données sont disponibles en ce qui concerne les micropolluants organiques.

3.3.2.1 Les micropolluants organiques issus des bâtiments

Les retombées atmosphériques sont la source majoritaire de PCB et de HAP dans le ruissellement des toitures (Rossi, 1998; Rocher *et al.*, 2004). Les concentrations mesurées dans le ruissellement de toitures pour ces molécules sont donc dans le même ordre de grandeur que celui mesuré dans les retombées atmosphériques totales. Xanthopoulos & Hahn (1992) ont mesuré des concentrations en HAP de $0,5 \mu\text{g/l}$, Rocher *et al.* (2004) de

0,6 µg/l et Göbel *et al.* (2007) de 0,44 µg/l. Azimi *et al.* (2005) indiquent que les flux de HAP émis par les toitures sont supérieurs pendant les périodes froides que pendant les périodes chaudes du fait de la production de HAP par certains modes de chauffage.

Par contre les alkylphénols sont fortement émis par les matériaux de génie civil (Ying *et al.*, 2002; Björklund, 2009). L'apport du béton est par exemple évalué à 80 mgNP/m²/an par (Björklund, 2009). Aucune valeur de concentration dans le ruissellement de toiture n'a été trouvée, mais du fait de leur utilisation dans les matériaux, il est probable que le ruissellement de toiture soit beaucoup plus contaminé en AP que les retombées atmosphériques.

3.3.2.2 Émission de métaux traces par les bâtiments

L'émission de métaux traces par les bâtiments est principalement due à la corrosion des matériaux de toiture.

Caractérisation des émissions de métaux par les toitures Le ruissellement des toitures est une source importante d'émission de métaux dans l'environnement. En effet de nombreuses études ont montré que les eaux de ruissellement de certains types de toiture pouvaient être très concentrées en espèces métalliques en relation avec le matériau utilisé. Par exemple Gromaire (1998) a mesuré des niveaux de concentration 4 à 6 fois supérieures en métaux dans les eaux de toitures par rapport au ruissellement de chaussées dans un quartier ancien de Paris. Et Rocher *et al.* (2004) ont montré que les flux de certains métaux dans le ruissellement de toiture étaient très supérieurs aux flux atmosphériques : d'un facteur 80 pour le zinc émis par une toiture en zinc, d'un facteur 6 pour le cuivre et 40 pour le plomb pour un toit en ardoise comportant des éléments singuliers métalliques.

Cette forte contamination a été reliée à la corrosion des matériaux de couverture métalliques (Quek & Forster, 1993; Forster, 1999; Gromaire-Mertz *et al.*, 1999; Gnecco *et al.*, 2005; Robert-Sainte, 2009). Par temps sec, la corrosion atmosphérique produit un stock de métaux disponibles qui est lessivé par temps de pluie (Quek & Forster, 1993; Robert-Sainte, 2009). La proportion de toits métalliques, liée à la culture architecturale de chaque ville, influence donc fortement la contamination des eaux de ruissellement en métaux. Le tableau 3.13 donne des ordres de grandeur issus de la littérature de la contamination en cuivre, plomb et zinc pour différents types de matériaux de toiture.

Pour les eaux de ruissellement de toiture, peu de données existent sur leur distribution entre les fractions dissoutes et particulières, mais la contamination est plutôt sous forme dissoute d'après Heijerick *et al.* (2002); Boller (2004). Le cuivre est réparti entre les deux fractions puisqu'il a été mesuré entre 42 % (Gromaire, 1998) et 49 % dans la fraction particulaire (Quek & Forster, 1993). Le plomb est majoritairement particulaire (81 % pour Quek & Forster (1993) et 87 % pour Gromaire-Mertz *et al.* (1999)) et le zinc apparaît

3.3 Voies d'introduction des micropolluants dans les eaux pluviales

TAB. 3.13: Concentrations de la littérature en métaux traces dans les eaux de ruissellement de toiture

Références	Commentaires	Concentrations (µg/l)		
		Cu	Pb	Zn
Gromaire <i>et al.</i> (2001)	Tuiles	40 - 350	300 - 3300	100 - 3000
	Ardoises	20 - 400	320 - 6400	500 - 1000
	Zin	20 - 100	100 - 240	6000 - 8000
Davis <i>et al.</i> (2001)	Différents types de toits	7 - 2100	2 - 64	110 - 760
Boller (2004)	Tuiles avec éléments singuliers métalliques	100 - 300	10 - 70	50 - 200
	Toitures métalliques*	800 - 2000	5000 - 7000	1000 - 4000
Gnecco <i>et al.</i> (2005)	Toit en ardoise avec éléments singuliers métalliques	0,6 - 18	2,4 - 7,3	210 - 760
	Toit en tuiles	<LQ - 14	4 - 210	350 - 3300
Lamprea (2009)	Tôle en zinc	<LQ - 11	1,9 - 58	1300 - 8200

*Toiture constituée du métal considéré

comme majoritairement dissous (à 73 % d'après Quek & Forster (1993), à 91 % d'après Gromaire-Mertz *et al.* (1999) et >94 % d'après Heijerick *et al.* (2002)).

Modélisation des émissions de métaux par les toitures Le travail de thèse de Robert-Sainte (2009) a permis de développer un outil d'évaluation précise des émissions métalliques par les matériaux de couverture à l'échelle du bassin versant à partir de deux types de données : des données de taux de ruissellement et des données de surfaces de toits. Alors que les modèles développés précédemment (Gromaire *et al.* (2002) dans le projet OPUR ou Ahlman (2006) avec Sewsys dans le projet Daywater) utilisaient des ordres de grandeur de taux de ruissellement et ne prenaient pas en compte les éléments singuliers³, ce modèle a l'avantage d'avoir évalué les taux de ruissellement de façon précise, en tenant compte de nombreux paramètres (comme le type de matériau, l'influence de la surface, de l'inclinaison, des hauteurs de pluies et des périodes d'exposition) et ce pour les rampants⁴, les gouttières et les éléments singuliers. Ce paragraphe résume les résultats de modélisation du travail de (Robert-Sainte, 2009).

Les taux de ruissellement de 12 types de matériaux métalliques ont été évalués à l'échelle annuelle par l'exposition de bancs d'essais de 0,5 m² sur deux sites en région parisienne, à Créteil et à Champs sur Marne. Ces taux de ruissellement peuvent être importants suivant les espèces et les matériaux :

³Points de jonction assurant l'étanchéité entre différents éléments du toit

⁴Partie inclinée du toit.

- les taux de ruissellement en zinc des matériaux en zinc varient entre 2,1 g/m²/an pour l’anthra-zinc et 4,5 g/m²/an pour le zinc ancien,
- ceux des matériaux en plomb varient entre 7,5 g/m²/an dans le cas d’un matériau neuf et 15 g/m²/an dans le cas d’un matériau ancien,
- les taux de ruissellement des gouttières en cuivre peuvent atteindre 0,42 g/ml/an pour du cuivre neuf et 0,63 g/ml/an pour du cuivre ancien.

Des correlations fortes ont été trouvées entre ces taux de ruissellement et deux paramètres de l’exposition : la hauteur de pluie et la durée d’exposition. Trois types de modèles d’évaluation des émissions métalliques ont alors été testés. Le modèle 1 estime le flux émis comme une fonction de la hauteur de pluie seule. Le modèle 2 comme une fonction de la hauteur de pluie et de la durée d’exposition. Et le modèle 3, plus complexe, tient compte d’un phénomène d’accumulation des produits de corrosion pendant le temps sec et de dissolution de ces produits pendant la pluie.

L’équation 3.2 décrit le modèle 1. Ce modèle a donné de bons résultats pour la simulation des flux à l’échelle annuelle mais a été peu efficace à l’échelle de l’événement.

$$M_{ruiss.i} = K_1 \times H_i \quad (3.2)$$

Où $M_{ruiss.i}$ est la masse de métal relarguée par unité de surface pendant la période i (en g/m²), H_i la hauteur de pluie de la période i (en mm), et K_1 un coefficient calé par espèce métallique, par type de matériau et par site d’exposition.

L’équation 3.3 décrit le modèle 2. Ce modèle a donné de meilleurs résultats à l’échelle événementielle mais a été amélioré par le modèle 3.

$$M_{ruiss.i} = K_2 \times H_i + K_3 \times T_i \quad (3.3)$$

Où T_i est la durée d’exposition de la période i (en an) et K_2 et K_3 deux coefficients calés par espèce métallique, par type de matériau et par site d’exposition.

Enfin, les équations 3.4 et 3.5 décrivent le modèle 3. Ce modèle permet d’évaluer la masse de produits de corrosion disponible avant la pluie ($M_{disp.i}$) à partir de la masse initiale à la fin de la période d’avant ($M_{init.i-1}$) et de l’accumulation (proportionnelle à la durée) pendant la période i (équation 3.4). La masse relarguée $M_{ruiss.i}$ pour la période i est calculée par un modèle exponentiel de dissolution donné par l’équation 3.5. L’ensemble des paramètres a été calé en utilisant la méthode des moindres carrés. Ce troisième modèle

est celui qui a donné les meilleurs résultats de modélisation à l'échelle événementielle.

$$M_{disp.i} = K_{acc} \times T_i + M_{init.i-1} \quad (3.4)$$

$$M_{ruiss.i} = M_{disp.i} \times (1 - \exp(-K_{diss} \cdot H_i^\alpha)) \quad (3.5)$$

Où K_{diss} est une constante de dissolution et α une vitesse de dissolution.

L'extrapolation de ces taux de ruissellement à l'échelle du toit a été validée par [Robert-Sainte \(2009\)](#) et nécessite d'être validée à l'échelle du bassin versant.

3.3.3 Émissions par la voirie

3.3.3.1 Emission de micropolluants organiques par la voirie

Les PCB ne sont a priori pas émis par le trafic automobile.

Les chaussées sont une source importante de HAP dans les eaux pluviales, en effet, de nombreux auteurs rapportent que les concentrations en HAP mesurées dans le ruissellement de chaussées sont plus élevées que dans les retombées atmosphériques d'un facteur 10 à 25 ([Xanthopoulos & Hahn, 1990](#); [Gryniewicz, 2003](#); [Motelay-Massei *et al.*, 2006](#)). Les concentrations rapportées dans différentes études sont données en tableau 3.14.

Le trafic automobile est également une voie d'introduction dans les eaux pluviales pour les NP. Aucune étude ne rapporte de concentration dans le ruissellement de voirie, mais [Björklund \(2009\)](#) évalue la contribution des voitures à 28 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$. La contribution en HAP du ruissellement des voiries est essentiellement particulaire. Les particules de chaussées ont des teneurs en HAP très élevées : 31 - 56 mg/kg d'après [Murakami *et al.* \(2004\)](#) et 1,1 à 20 mg/kg d'après [Rocher *et al.* \(2004\)](#) à Paris.

TAB. 3.14: Concentrations en HAP dans les eaux de ruissellement de chaussées

Référence	Commentaires	Concentrations $\mu\text{g}/\text{l}$
Xanthopoulos & Hahn (1993)	Rue, Allemagne	2 - 15
Ngabe <i>et al.</i> (2000)	Rue, USA	0,4 - 16
Gryniewicz (2003)	Rue, Pologne	1,5 - 2,7
Stein <i>et al.</i> (2006)	Rue, USA	0,03 - 7,8
Motelay-Massei <i>et al.</i> (2006)	Rue, France	0,2 - 16
Lamprea (2009)	Rue, Nantes	0,16 - 20

3.3.3.2 Émission de métaux traces par la voirie

Le ruissellement de chaussée est très contaminé en métaux lourds. Par exemple [Sabin *et al.* \(2005\)](#) ont évalué que 48 % du cuivre contenu dans les eaux pluviales d'un bassin versant résidentiel, 2 % du plomb et 65 % du zinc provenaient du trafic routier. Ces proportions varient énormément d'un bassin versant à l'autre suivant les caractéristiques de l'urbanisation. Dans le quartier du Marais à Paris, [Gromaire *et al.* \(2001\)](#) rapportent que pour le cuivre, le ruissellement de chaussée contribue pour entre 10 et 40 % à la contamination des eaux pluviales, tandis que pour le plomb et le zinc, la contribution de la voirie est mineure.

Les concentrations trouvées dans différentes études sont rapportées dans le tableau 3.15. Les concentrations sont d'autant plus élevées que le trafic est important : [Drapper *et al.* \(2000\)](#) ont trouvé que l'intensité du trafic expliquait 30 % de la variabilité des concentrations de zinc.

Le plomb est essentiellement particulaire (91 %) tandis que le cuivre et le zinc sont majoritairement dans la fraction dissoute (à 56 % pour le cuivre et 60 % pour le zinc) ([Sansalone & Buchberger, 1997b](#); [Legret, 2001](#)). Les teneurs contenues dans les particules de voirie appartiennent aux fourchettes suivantes : 0,05 - 3,8 mg/g pour le Cu, 0,12 - 1,5 mg/g pour le Pb et 0,24 - 3,3 mg/g pour le Zn ([Legret, 2001](#); [Azimi, 2004](#); [Brown & Peake, 2006](#)).

TAB. 3.15: Concentrations en métaux dans les eaux de ruissellement de chaussées

Référence	Commentaires	Concentrations µg/l		
		Cu	Pb	Zn
Sansalone & Buchberger (1997b)	États-Unis, voirie commerciale et passante	43 - 320	31 - 97	460 - 15200
Drapper <i>et al.</i> (2000)	Australie, rue et autoroute	30 - 340	80 - 620	15 - 1850
Gromaire <i>et al.</i> (2001)	Marais, rue	37 - 100	98 - 270	330 - 1700
Legret (2001)	Nantes, Autoroute	11 - 146	14 - 190	100 - 1500
Boller (2004)	Suisse, Autoroute	150	300	500
Pitt <i>et al.</i> (2004)	États-Unis, base NSQD	34	25	200
Gnecco <i>et al.</i> (2005)	Italie, rue	0,1 - 53	6,1 - 23	28 - 120
Lamprea (2009)	Nantes, rue	16 - 23	2,3 - 18	66 - 350

Chapitre 4

Influence d'une gestion à l'amont sur les rejets d'eau et de contaminants

En milieu urbain, les eaux pluviales contaminées sont traditionnellement assainies soit par un réseau unitaire et traitées suivant la capacité des stations d'épuration, soit par un réseau séparatif et rejetées sans traitement au milieu naturel. Suite au développement urbain des décennies précédentes, les réseaux sont souvent surchargés et la détérioration des milieux aquatiques importante. Agrandir ou compléter le réseau existant par de grands ouvrages de stockage n'étant pas apparu comme judicieux, tant d'un point de vue technique que d'un point de vue financier, le principe du « tout à l'égout » a été complété dans les zones d'urbanisation nouvelle par une gestion locale en amont, en essayant de se rapprocher le plus possible du cycle naturel de l'eau. Des techniques dites « alternatives » au réseau traditionnel par conduites ont donc été mises en place dans un objectif de gestion hydraulique, et peuvent également jouer un rôle dans le devenir des contaminants.

4.1 La gestion à l'amont des eaux pluviales

Le concept des « techniques alternatives » a été développé dans les années 70 en hydrologie urbaine par opposition au principe de base de l'assainissement : évacuer les eaux de ruissellement le plus loin et le plus vite possible. Des ouvrages sont mis en place pour retarder le transfert de l'eau vers les exutoires de surface en la stockant, et accélérer son évacuation vers les exutoires souterrains par infiltration. Ceci permet de réguler les débits et de réduire les volumes d'eau s'écoulant vers l'aval. Ces techniques sont mises en place à différentes échelles (immeubles, quartiers, routes...) et ont l'avantage de s'adapter au développement urbain : elles sont en effet construites au fur et à mesure de l'augmentation de la population et donc de l'urbanisation.

Ces solutions sont également appelées « techniques compensatoires » ou « gestion amont » en français, et « Best management practices (BMP) » ou « Sustainable urban drainage sys-

tems (SUDS) » en anglais.

Il est intéressant de noter que les techniques alternatives sont souvent adaptées de techniques ancestrales. Par exemple les égyptiens avaient construit des lacs de retenues sur le Nil, 3000 ans avant Jésus Christ ; des puits stockant les eaux pluviales ont été trouvés en Inde ; des dalles perméables étaient utilisées sur une couche poreuse pour stocker la pluie sous les places de Venise au XV^e siècle ; et les célèbres jardins suspendus de Babylone peuvent être considérés comme les ancêtres de nos toitures végétalisées actuelles ([Chocat, 1997](#); [CSTC, 2006](#)).

4.1.1 Les différents types d'ouvrages

Classer les différents types de techniques est difficile et dépend du critère choisi, d'autant plus que les ouvrages utilisés combinent souvent plusieurs techniques. Les critères peuvent être les suivants :

- échelle de mise en place : bâtiment, voirie, quartier...,
- type d'ouvrage : enterré ou en plein air, sec ou en eau,
- type d'alimentation : directe par des matériaux poreux et par ruissellement superficiel, ou indirecte par drains et avaloirs,
- type de vidange : renvoi au réseau par débit régulé ou infiltration dans le sous sol.

Le classement suivant part du principe que toutes les techniques se basent sur un stockage et distingue les catégories suivant le type de stockage.

4.1.1.1 Stockage dans un plan d'eau

Les *bassins de rétention* (« Retention ponds » en anglais) sont des bassins artificiels qui stockent les eaux pluviales. Ils comprennent un niveau d'eau permanent, avec un temps de séjour long et un renouvellement partiel de l'eau lors des pluies, et une zone de marnage de quelques dizaines de centimètres permettant de stocker temporairement les volumes supplémentaires reçus lors des événements pluvieux et de les restituer vers l'aval en débit régulé. Ils sont donc en permanence en eau et permettent le développement de la végétation et de la faune. Ils peuvent être utilisés pour récupérer les eaux de ruissellement de routes ([Durand *et al.*, 2004](#); [Scholes *et al.*, 2008c](#)).

4.1.1.2 Stockage à sec en surface

Les *bassins de stockage* (« Detention basins » en anglais) ne retiennent l'eau que pendant une courte période et sont donc à sec entre deux pluies. Ils peuvent être maçonnés, et dans ce cas l'eau est stockée pendant moins de 48 h puis rejetée au réseau d'assainissement avec un débit régulé, ou inonder une surface perméable (« wetland » en anglais) et combiner rejet au réseau et infiltration ([Weiss *et al.*, 2007](#)). Ces types de bassin sont souvent intégrés

à l'urbanisme et ont un autre usage par temps sec (par exemple des places piétonnes, terrains de sport, parking inondables...) ([Daywater, 2003](#); [Jefferies, 2003](#)).

Les *fossés et les noues* (qui sont des fossés peu profonds et larges) servent à la rétention et/ou à l'infiltration des eaux pluviales suivant qu'ils sont maçonnés ou non. Ils sont équipés d'un débit de fuite permettant une vidange régulée de l'ouvrage vers le réseau pluvial ou le milieu récepteur.

4.1.1.3 Stockage enterré dans un bassin maçonné

Les *bassins et cuves enterrés* n'occupent pas de surface au sol et n'entrent pas en compétition avec d'autres équipements pour l'usage foncier, mais ils nécessitent des travaux importants. C'est le type de techniques alternatives le plus fréquemment rencontré en Île-de-France ([Aires & Cavailles, 2009](#)). Il peut récupérer les eaux d'un seul bâtiment (cuve enterrée) ou d'un quartier.

4.1.1.4 Stockage dans un matériau poreux

Les *chaussées à structure réservoir* sont constituées d'un revêtement au-dessus d'une couche de matériau poreux dans laquelle est stockée l'eau. L'injection de l'eau se fait soit de façon répartie (cas d'une couche de surface perméable), soit localisée par des avaloirs. De même l'évacuation peut se faire de façon répartie (infiltration directe dans le sol) ou localisée en restituant l'eau au réseau d'assainissement par des drains ([Azzout et al., 1994](#)).

Les *toits stockants* permettent de réduire l'effet de l'urbanisation en stockant provisoirement l'eau de pluie en toiture, et en la restituant à débit limité soit au réseau pluvial, soit vers un site d'infiltration. Cette technique s'adapte à des toits de faible pente ($< 5\%$) et est constituée d'un élément porteur, d'un pare-vapeur, d'un isolant thermique (présents sur des toitures classiques), et d'un revêtement d'étanchéité. La vidange est assurée par des dispositifs de régulation (par ajutage et déversoir) et des trop-pleins de sécurité ([Azzout et al., 1994](#)). L'eau peut être stockée soit directement sur le revêtement soit dans un matériau poreux, et la finition de surface peut être constituée d'une végétation dite extensive pour des petites plantes ($< 10\text{ cm}$) et intensive pour une végétation plus dense ($> 10\text{ cm}$) ([CSTC, 2006](#)).

Les *puits d'infiltration* sont des ouvrages de profondeur variable (quelques mètres à une dizaine de mètres) permettant un stockage et une évacuation directe vers le sol. Il existe différents types de puits : les puits creux, les puits comblés de massif filtrant permettant une épuration des eaux, et les puits maçonnés. Ce type d'ouvrage peut être implanté dans les zones peu perméables en surface, et pour des eaux peu contaminées sous peine de polluer la nappe.

Les *tranchées drainantes* sont des tranchées dans lesquelles sont disposés des matériaux

granulaires (galets, graviers, matériaux alvéolaires) qui augmentent la capacité naturelle d'infiltration du sol et permettent le stockage de l'eau. Dans le cas de sol à faible perméabilité, un drain est mis en place en partie basse du massif drainant facilitant l'évacuation de l'eau, à un débit régulé, vers un réseau pluvial ou un cours d'eau.

Les *structures alvéolaires* sont des structures synthétiques possédant un indice de vide de l'ordre de 90 % et qui jouent le rôle de matériau poreux pour le stockage. Ces structures peuvent être mises en place sous des voies piétonnes, cyclables ou chez un particulier (sous une aire de garage).

4.1.2 Mise en oeuvre des techniques alternatives

4.1.2.1 Choix de la technique à mettre en place

Le choix de la technique à mettre en place dépend d'une part des objectifs à atteindre en termes de rétention d'eau et de polluants, d'autre part des possibilités techniques (niveau d'urbanisation, morphologie du terrain, climat, niveau de la nappe phréatique...), et enfin de la volonté du maître d'oeuvre en termes de finances, politique d'assainissement et cultures locales. Les conclusions de quelques retours d'expériences sur les techniques alternatives mettent en avant qu'au plus la gestion est faite en amont, au plus les bénéfices des techniques sont grands (Lawrence & McAlister, 2004; Jefferies *et al.*, 2004; Daywater, 2003; Aires & Cavailles, 2009).

4.1.2.2 Principes de dimensionnement

Le dimensionnement des ouvrages est basé sur le choix du *débit de fuite* du bassin versant, et sur le choix de la *fréquence d'événement que l'on cherche à intercepter*, ce qui revient à considérer un risque en termes d'inondation.

Le débit de fuite peut être imposé par les autorités locales. Par exemple, l'agence pour l'environnement anglaise (Environment Agency for England and Wales) impose un débit de fuite maximum de 5 l/s/ha pour les zones à aménager (Daywater, 2003). En Île-de-France, d'après le schéma directeur, un débit de fuite est conseillé à 5 l/s/ha. La Seine-Saint-Denis impose depuis longtemps de réguler les eaux pluviales à 10 l/s/ha. Dans d'autres départements, des débits plus stricts sont imposés (2 l/s/ha dans les Hauts-de-Seine et le Val-de-Marne, 0 l/s/ha dans la Bièvre). Les ouvrages sont souvent dimensionnés pour des événements de période de retour décennale en tenant compte des caractéristiques climatiques de la région concernée. En Île-de-France, les gestionnaires dimensionnent les ouvrages par rapport à la hauteur d'eau précipitée sur 4 h pour un événement décennal. Le stockage peut s'échelonner entre des petits ouvrages interceptant les pluies fréquentes (ouvrages discrets : enterrés ou intégrés au paysage) et qui débordent dans d'autres ouvrages lors d'événements plus rares (parkings ou places inondables par exemple). Les calculs sont

faits encore majoritairement à partir de méthodes simplifiées (méthodes des pluies ou des volumes), avec des données pluviométriques locales ou régionalisées en ayant recours à l'ancienne Instruction Technique (circulaire interministérielle 77.284/int du 22 juin 1977).

Lorsqu'un site est équipé de plusieurs techniques alternatives, l'étude de l'ensemble est nécessaire. La conjonction des débits de fuite peut en effet engendrer des débits de pointe plus importants à l'aval qu'avec l'assainissement classique du fait des décalages temporels entre les réponses des bassins versants [Azzout *et al.* \(1994\)](#).

4.1.2.3 Comment réguler le débit ?

La régulation du débit est importante dans le fonctionnement des techniques de rétention puisqu'elle contrôle le remplissage des ouvrages, et est un paramètre de son dimensionnement.

La régulation du débit se fait la plupart du temps par *ajutage* sur les systèmes à la sources, c'est-à-dire en limitant la section de sortie de l'eau. L'orifice est calibré de façon à réguler le débit en fonction de la charge hydraulique suivant la formule [4.1](#).

$$Q = m.S.\sqrt{2gH} \quad (4.1)$$

Où m est un coefficient de contraction (<1), S est la section (en m^2), g la gravitation universelle (en m/s^2) et h la hauteur d'eau au-dessus de l'axe de l'orifice (en m).

D'autres systèmes de régulation tentent de se rapprocher des conditions à débit constant. Il existe par exemple des seuils flottants dont la prise d'eau est en surface. D'autres systèmes adaptent la taille de l'orifice en fonction de la hauteur d'eau en amont, comme les vannes ou les flotteurs.

L'*effet vortex* utilise un écoulement tourbillonnaire, créé par la géométrie du système, qui permet la dissipation de l'énergie par viscosité et donc la limitation du débit. La régularisation dépend de la hauteur d'eau en amont et du débit.

Lorsque l'évacuation gravitaire n'est pas possible, dans le cas d'ouvrages enterrés par exemple, la vidange peut être effectuée par des *pompes*. Ces systèmes sont adaptés à des faibles débits et permettent des vidanges retardées.

Il est important de noter que ces systèmes de régulation passent tous par un régime transitoire pendant lequel le débit n'est pas constant. L'annexe [B](#) présente des courbes de régulation pour certains systèmes du marché.

4.1.3 Premiers retours d'expérience sur les techniques alternatives

4.1.3.1 La gestion alternative en France

L'utilisation de techniques alternatives n'est pas réglementée en France à l'échelle nationale. Cependant en France, depuis la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, renforcée par ses modifications successives (2006, 2008), la législation fait obligation aux collectivités territoriales de tenir compte des problèmes d'environnement dans les schémas directeurs et dans les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU). Par exemple, l'article 4 du PLU des communes du Département de Seine-Saint-Denis précise : « Quelle que soit l'opération d'urbanisation, l'imperméabilisation et le ruissellement engendrés devront être quantifiés afin de mesurer l'incidence sur les volumes d'eau à transiter dans les réseaux communaux et départementaux. Aucun rejet supplémentaire ne sera accepté dans les réseaux. Les rejets supplémentaires devront faire l'objet d'une technique de rétention ou bien d'une technique de non-imperméabilisation adaptable à chaque cas » (DEA93, 1993). L'assainissement de toute nouvelle zone urbanisée est donc étudié par la DEA et les rejets d'eaux pluviales ne doivent pas dépasser 10 l/s/ha.

4.1.3.2 Principaux avantages et inconvénients

En plus des avantages hydrauliques pour lesquels les techniques alternatives ont été mises en place, des améliorations sociales, financières et environnementales ont été mises en évidence (Daywater, 2003; Jefferies *et al.*, 2004; Lawrence & McAlister, 2004; Aires & Cavailles, 2009).

La gestion à l'amont des eaux pluviales permet de gagner en moyenne 20 % du coût de l'aménagement par rapport à un assainissement classique, ce qui est dû à l'intégration des ouvrages dans l'urbanisme. Mais lorsque la technique utilisée emploie des matériaux chers, ce n'est pas toujours le cas (chaussées poreuses par exemple) (Azzout *et al.*, 1994; Daywater, 2003).

D'un point de vue social, la gestion amont intégrée à l'urbanisme permet de sensibiliser les citoyens à l'importance de l'eau en la replaçant dans leur paysage. Les zones de stockage permettraient à terme de réutiliser l'eau dans les bâtiments (arrosage, chasses d'eau, lessive...) et ainsi de diminuer la demande en eau potable comme l'ont déjà fait d'autres pays par exemple en Australie (Coombes *et al.*, 2002). D'autres avantages spécifiques d'une technique sont mis en avant : l'utilisation de matériaux drainants sur les chaussées stockantes permet d'améliorer la sécurité, le confort et l'environnement sonore des conducteurs (Azzout *et al.*, 1994; Pagotto *et al.*, 2000); les toits végétalisés sont de bons isolants thermiques (Niachou *et al.*, 2001).

D'un point de vue environnemental, les avantages sont nombreux : diminution de l'érosion et de la pollution de l'eau (décrits dans le paragraphe 4.3), développement de la faune

et de la flore dans les zones humides et donc augmentation de la biodiversité (Jefferies *et al.*, 2004).

Cependant le bon fonctionnement des techniques alternatives nécessite une *conception minutieuse* et un *entretien régulier* des ouvrages afin d'assurer la protection des habitants et des infrastructures.

La protection de l'environnement doit être prise en compte lors de la conception des ouvrages. Les nappes phréatiques et les zones de captage pour l'eau potable doivent être protégées, et les techniques d'infiltration implantées avec précaution.

De plus, la capacité de stockage des ouvrages ne doit pas être altérée par l'ensablement des bassins ou le colmatage des matériaux poreux, et les arrivées et évacuations d'eau doivent être en bon état. Cependant cet entretien n'est pas toujours bien fait car la responsabilité des opérations de maintenance est difficile à déterminer, certains ouvrages étant à la limite entre l'assainissement, le mobilier urbain et les espaces verts. Par exemple, une étude sur 336 ouvrages de stockage des eaux pluviales en Seine-Saint-Denis a montré que les bassins enterrés étaient majoritairement mal entretenus car non visibles et parfois ignorés des collectivités (Daywater, 2003). Il a également été montré que l'efficacité des chaussées poreuses dépend beaucoup de leur entretien puisque les vitesses d'infiltration sur une chaussées peuvent être réduites de 0,85 cm/s à 0,15 cm/s après 3 ans (Daywater, 2003). Dans le cas des bassins en eau, un bloom algal peut se développer en l'absence de suivi (Daywater, 2003).

4.2 Comportement hydraulique des techniques alternatives

Les techniques alternatives ont été mises en place pour modifier le comportement hydrologique des bassins versants en limitant les rejets d'eau vers l'aval. Différents effets ont été recensés (Daywater, 2003; Jefferies, 2003) :

- Diminution des débits d'évacuation vers l'aval,
- Réduction des volumes rejetés,
- Retard de la réponse des bassins versants, mesuré par le temps de concentration
- Imperméabilisation plus faible, et donc coefficients de ruissellement plus faibles,
- Réduction des vitesses d'écoulement et donc de l'érosion.

Jefferies *et al.* (2004) rapportent que les effets sont d'autant plus grands que l'eau est gérée très à l'amont, mais qu'à une même échelle les effets varient peu avec le type de technique.

4.2.1 Diminution des pics de débit

Un effet immédiat de la régulation des débits de rejet est la diminution importante des pics de débit, notamment lors d'événements forts. Cet effet permet de limiter la surcharge

des réseaux à l'aval ainsi que les inondations. Dans le cas d'un toit stockant, le débit de pointe diminue d'environ 50 % (CSTC, 2006; Stovin, 2007). Pour des chaussées stockantes, la diminution du pic de débit peut varier entre 11 et 88 % (voir tableau 4.2). L'effet des bassins de rétention est en moyenne d'environ 75 % du pic (Jefferies *et al.*, 2004), et dépend de la période de retour de la pluie.

4.2.2 Diminution des volumes rejetés

Un effet important de la mise en place de ces techniques alternatives est une réduction des volumes rejetés. Ce phénomène est dû d'une part à une modification du type d'urbanisation qui favorise des pertes initiales plus importantes en réduisant l'imperméabilisation et les pentes des bassins versants. D'autre part des pertes importantes ont été mises en évidence en favorisant l'infiltration et en ralentissant les rejets vers l'aval, ce qui augmente les possibilités d'évaporation et d'évapotranspiration.

Du fait des phénomènes mis en jeu l'effet est très différent suivant les techniques.

Pour des noues, utilisées pour stocker l'eau des voiries, Jefferies *et al.* (2004) rapportent que les pertes initiales passent de 0,3 - 0,4 mm pour des voiries classiques à 1,2 - 5 mm. L'utilisation d'une noue d'infiltration réduit de 50 % le ruissellement d'un parking sur une cinquantaine d'événements pluvieux et jusqu'à plus de 90 % en utilisant un sol dont la porosité a été augmentée (Xiao & McPherson, 2009). De plus la végétation réduit le ruissellement en interceptant l'eau, et améliore l'infiltration de ces noues.

Différentes études ont prouvé la capacité de rétention des toitures végétalisées ou gravillonnées (Carter & Rasmussen, 2006; CSTC, 2006; VanWoert *et al.*, 2005; Stovin, 2007). Le tableau 4.1 donne les pourcentages du volume d'eau retenu par différents types de toits. L'efficacité des toitures végétalisées dépend de nombreux paramètres : elle augmente avec l'épaisseur du substrat et est meilleure au printemps (CSTC, 2006), diminue avec la hauteur de pluie (Carter & Rasmussen, 2006; CSTC, 2006), et augmente avec la période de temps sec (Carter & Rasmussen, 2006; Stovin, 2007). Bengtsson *et al.* (2005) ont montré que de l'évapotranspiration joue un rôle important en réduisant le ruissellement de moitié par rapport aux précipitations.

L'utilisation de chaussées stockantes peut, suivant le type de structure utilisée, réduire le volume ruisselé. Si le stockage n'est pas suivi d'une infiltration dans le sous-sol, le volume rejeté par la chaussée stockante peut être plus important que pour une chaussée classique car l'évaporation est diminuée (Pagotto *et al.*, 2000). Dans le cas où l'infiltration est possible, elle est responsable d'une diminution du volume rejeté entre 25 % et 98 % (Legret, 1996; Daligault *et al.*, 2001; Daywater, 2003). Si l'enrobé de la chaussée est drainant, les pertes initiales sont importantes, comprises entre 2,4 et 4,2 mm (Daligault *et al.*, 2001; Jefferies, 2003). Daligault *et al.* (2001) rapportent que les petites pluies inférieures à 3 mm ne ruissellent pas sur les enrobés drainants. La variabilité des résultats entre les

TAB. 4.1: Performances de différents toits végétalisés

Commentaires	Pourcentage	
	d'eau retenue	Référence
7 toitures extensives, moyenne annuelle, Belgique	30 %	CSTC (2006)
2 toitures intensives, moyenne annuelle, Belgique	50 %	CSTC (2006)
Toiture végétalisée, moyenne sur 31 événements, États-Unis	78 %	Carter & Rasmussen (2006)
Toiture végétalisée, moyenne sur 11 événements, printemps, Angleterre	34 %	Stovin (2007)
Toiture gravier, moyenne sur 14 mois, États-Unis	34 %	VanWoert et al. (2005)
Toiture végétalisée extensive, moyenne sur 14 mois, États-Unis	83 %	VanWoert et al. (2005)

différentes études vient également de la différence de porosité du matériaux poreux ([Scholz & Grabowiecki, 2007](#)). Le tableau 4.2 résume les effets de différentes chaussées stockantes, notamment au niveau du volume d'eau retenu.

TAB. 4.2: Impacts hydrauliques des chaussées poreuses

Réf	Type de chaussées	Augmentation tps rép* (%)	Augmentation tps conc* (%)	Diminution de Qmax (%)	Diminution Vr(%)
[1]	Asphalte poreux	50	13	11	-21
[2]	Structure réservoir + enrobé imperméable	50		79	
[2]	Structure réservoir + enrobé drainant	73		88	
[3]	Diverses chaussées stockantes			22 - 88	34 - 50

[1] [Pagotto et al. \(2000\)](#), [2] [Daligault et al. \(2001\)](#), [3] [Daywater \(2003\)](#)

*tps rép = temps de réponse et tps conc = temps de concentration

4.2.3 Retard au rejet

Le décalage des rejets d'eau dans le temps est rapporté par toutes les études, et est la conséquence immédiate de la régulation des débits et du ralentissement du cheminement de l'eau. Le retard au rejet peut être évalué par la mesure du temps de concentrations des bassins. En comparant le ruissellement d'une voirie classique, et d'une voirie combinée à des noues, [Jefferies et al. \(2004\)](#) met en évidence l'augmentation du temps de concentration de 4-9 minutes (classique) à 12-14 minutes dans le cas des noues. Cet effet retard est encore plus important dans le cas de techniques stockant l'eau dans un matériau poreux. Par

exemple lors d'averses intenses, le débit de pointe d'un toit stockant est retardé jusqu'à 30 minutes (CSTC, 2006). Le temps de réponse d'une chaussée passe de 8 minutes à 50 minutes pour un enrobé drainant (Daligault *et al.*, 2001) et son temps de concentration peut être multiplié par un facteur 2 à 18 (Daligault *et al.*, 2001; Daywater, 2003; Jefferies, 2003). Dans le cas de bassins de rétention, Jefferies *et al.* (2004) ont mesuré des retards sur les pics de débit supérieurs à 2 heures.

4.3 Impact des techniques alternatives sur les flux polluants

En France, les techniques alternatives ont d'abord été mises en place dans un souci de gestion hydraulique, mais leurs principes de fonctionnement peuvent également avoir un impact sur la pollution des eaux pluviales. La diminution des apports d'eau au réseau limite les volumes d'eau à traiter ou rejetés dans le milieu. La réduction des débits de pointe et des vitesses d'écoulement limite l'érosion des surfaces et donc le passage de la pollution locale vers l'eau. Le stockage permet la décantation et l'élimination d'une partie de la pollution particulaire. Les temps de contact entre polluants et substrats augmentent, favorisant les mécanismes d'adsorption, de biodégradation et de phytoremédiation. Ces différents phénomènes vont être en compétition suivant le type d'ouvrage, son dimensionnement et le type de contamination considéré. Le paragraphe suivant va essayer d'évaluer l'importance de chacun des mécanismes dans divers cas.

4.3.1 Mécanismes intervenant dans le devenir des micropolluants dans les TA

4.3.1.1 Spéciation des contaminants dans le ruissellement

La spéciation d'un élément correspond à l'ensemble des formes et espèces chimiques de cet élément dans le milieu. Ces différentes formes sont distribuées entre une fraction dissoute et une fraction particulaire, et peuvent interagir entre elles et avec d'autres éléments du milieu. Le devenir des micropolluants dans les ouvrages dépend de leur spéciation. La figure 4.1 schématise les interactions entre les différentes formes.

Pour les micropolluants organiques hydrophobes, trois formes sont généralement distinguées dans l'eau : les micropolluants libres dissous, les micropolluants liés à la matière organique dissoute et les micropolluants liés aux particules. En effet, la matière organique, dissoute et particulaire, est l'un des plus importants facteurs contrôlant la répartition des micropolluants car elle interagit avec eux par différents modes de liaison (échanges d'ions, liaisons H, liaisons covalentes ou adsorptions hydrophobes). Ces liaisons favorisent la réduction de la volatilisation, l'augmentation de la photolyse et la diminution de la biodis-

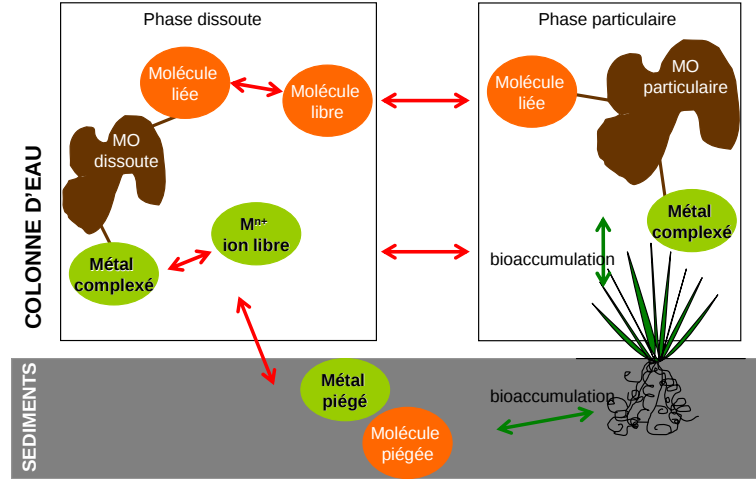


FIG. 4.1: Différentes formes des micropolluants dans le milieu et interactions entre les fractions

ponibilité et de la toxicité des composés hydrophobes (Haitzer *et al.*, 1998; Warren *et al.*, 2003). Dans notre cas, nous ne distinguerons que les micropolluants dissous et particulaires. La constante de partage K_d définit l'équilibre entre la fraction dissoute et la fraction particulaire suivant l'équation 4.2; et la constante K_{OC} qui correspond au K_d normalisé par la matière organique est donnée par l'équation 4.3.

$$K_d = \frac{C_{part}}{C_{diss}} \quad (4.2)$$

$$K_{OC} = \frac{K_d}{f_{OC}} \quad (4.3)$$

Avec C_{part} la concentration dans la phase particulaire en mg/kg; C_{diss} la concentration totale dissoute dans l'eau en mg/l; et f_{OC} la part de carbone organique dans les matières en suspension.

Les micropolluants métalliques sont trouvés sous quatre formes dans le milieu aquatique :

- métal ionique libre hydraté : M^{n+}
- métal sous forme d'hydroxydes : $M_j(OH)_i^{n-i}$
- métal complexé à des ligands organiques : $M_j(L_{org})_i^{n-i}$
- métal complexé à des ligands inorganiques : $M_j(L_{inorg})_i^{n-i}$

Les métaux sous forme ionique, ou d'hydroxydes, ou liés à des ligands sous forme dissoute, appartiennent à la fraction dissoute. Si les ligands appartiennent à une particule, les métaux sont considérés comme particulaires. L'affinité des cations pour la surface des oxydes décroît suivant l'ordre suivant : $Pb(II) > Cu(II) > Zn(II) > Cd(II)$ (Mason *et al.*, 1999).

4.3.1.2 Mécanismes dégradants

Les mécanismes dégradants ne concernent que les molécules organiques, mais peuvent influencer la spéciation des métaux traces en dégradant les complexes organiques auxquels ils sont liés (Mason *et al.*, 1999). Ils ont deux incidences : d'une part la dégradation des molécules étudiées et donc la diminution de leurs concentrations, et d'autre part la dégradation des précurseurs des molécules d'intérêt (essentiellement les alkylphénols éthoxylates pour les alkylphénols) induisant une augmentation de leurs concentrations.

La photolyse est la dégradation des molécules par l'énergie solaire. Ce mécanisme n'est pas significatif pour les molécules organiques, sauf pour les espèces très conjuguées (comme les composés polyaromatiques) (Warren *et al.*, 2003). Ce mécanisme est dépendant de la surface d'exposition et n'aura lieu que dans les ouvrages ouverts (Scholes *et al.*, 2008b). Le paramètre caractéristique de la photolyse est le temps de demi-vie $T_{1/2phot}$. Le mécanisme sera considéré comme important si $T_{1/2phot}$ est inférieur au temps d'exposition, c'est-à-dire le temps de séjour de l'eau dans l'ouvrage. Scholes *et al.* (2008a) considèrent que la photolyse est importante si $T_{1/2phot} < 24$ h, moyenne si $24 \text{ h} < T_{1/2phot} < 120$ h et faible si $T_{1/2phot} > 120$ h.

La biodégradation est la dégradation des molécules par des organismes dans des conditions aérobie ou anaérobie. Le paramètre qui évalue le potentiel de biodégradation des molécules est le temps de demi-vie $T_{1/2bio}$ qui varie du mois à plusieurs années. La biodégradation nécessite donc des temps de séjour longs et a surtout lieu dans les zones d'infiltration ou les espaces verts inondés (Legret, 1996; Warren *et al.*, 2003; Scholes *et al.*, 2008a). Elle est facilitée par la disponibilité des molécules, c'est-à-dire lorsqu'elles sont peu liées (Scholes *et al.*, 2008b).

4.3.1.3 Rétention des particules

Une partie de la contamination des eaux pluviales est sous forme particulaire, et ces particules pourront être retenues par sédimentation (Valiron & Tabuchi, 1992; Saget, 1994; Aires *et al.*, 2003; Daywater, 2003) ou filtration (Mason *et al.*, 1999; Jefferies, 2003). La rétention est étroitement dépendante des caractéristiques des particules, en particulier de leur taille et de leur vitesse de sédimentation. Les matières en suspension des eaux pluviales sont généralement de petite taille, car seules les particules fines peuvent être entraînées lors du ruissellement. Dans la littérature, la taille médiane des particules en suspension varie de 0,6 à 300 μm (Arambourou, 2008). Les particules des eaux pluviales sont considérées comme ayant une vitesse de sédimentation élevée, favorable à une bonne décantation (Chebbo, 1992; Gromaire, 1998; Gasperi & Kafi-Benyahia, 2006) comprise entre 0,4 et

9 mm/h (littérature citée par [Arambournou \(2008\)](#)). Cependant, des études récentes sur le ruissellement amont ont montré que la vitesse de chute était plus faible dans le ruissellement amont qu'aux exutoires de bassins versants séparatifs ([Gromaire *et al.*, 2006](#)).

La vitesse de chute des particules est insuffisante pour mesurer la décantabilité de la contamination, car les contaminants ne sont pas distribués de façon homogène sur les particules. Il est nécessaire de s'intéresser aux classes de vitesse de chute des contaminants ([Arambournou, 2008](#)).

4.3.1.4 Mécanismes d'échange entre phases

Les molécules sont à l'équilibre entre les compartiments : atmosphère, fractions dissoutes et particulaires ; et des échanges ont lieu entre chaque phase.

La volatilisation des molécules est déterminée par la constante de Henry K_h . La volatilisation est considérée comme faible si $K_h < 10^{-2}$ Pa.m³/mol et comme élevée si $K_h > 10^2$ Pa.m³/mol, et ne sera un phénomène important que dans les zones ouvertes ou aérées ([Mason *et al.*, 1999](#); [Scholes *et al.*, 2008a](#)).

Le phénomène de précipitation (lorsque la limite de dissolution des composés est atteinte, un solide se forme) est négligeable pour les molécules que nous étudions, étant donné leurs concentrations faibles dans l'environnement par rapport à leur solubilité S ([Warren *et al.*, 2003](#)).

Le phénomène d'adsorption correspond à l'adhésion physico-chimique d'une molécule sur un substrat. Pour les molécules organiques hydrophobes, il s'agit essentiellement de liaison avec la matière organique, et le paramètre d'évaluation est le coefficient de partage K_{OC} (en l/kg) (égal au rapport entre la quantité adsorbée d'un composé par unité de masse de carbone organique du sédiment et la concentration de ce même composé en solution aqueuse à l'équilibre) ([Ineris, 2005a](#)). Si $K_{OC} < 100$, le potentiel d'adsorption sera considéré comme faible, si $K_{OC} > 10^5$, il sera fort ([Scholes *et al.*, 2008b](#)). C'est un phénomène qui peut jouer un grand rôle dans le devenir des contaminants dans les techniques alternatives, le temps de contact entre l'eau et les substrats étant plus long. Il est important dans les sites d'infiltration ([Mason *et al.*, 1999](#); [Daywater, 2003](#)), les matériaux poreux ([Legret & Pagotto, 1999](#); [Scholz & Grabowiecki, 2007](#)), les zones inondables etc. La vidange des zones inondables favorise l'adsorption par comparaison à des zones toujours en eau ([Scholes *et al.*, 2008b](#)).

La phytoremédiation, qui correspond au passage des molécules sous forme dissoute dans les plantes, est contrôlée par le coefficient de partage K_{OW} . Si $K_{OW} < 500$, le potentiel est

faible, si $K_{OW} > 10^6$, le potentiel sera fort (Scholes *et al.*, 2008b). La nature et la densité des végétaux et le temps de contact entre les eaux et les plantes conditionnent ce processus. Les principales espèces utilisées sont des macrophytes de type roseau (*Phragmites*) et joncs (*Typha*, *Juncus*, *Scirpus*). L'absorption des polluants par les végétaux peut se passer via les cellules foliaires des parties aériennes ou par les compartiments souterrains (racines et rhizomes) (Scholes *et al.*, 1998; Cheng, 2003; Chrysikou *et al.*, 2008).

4.3.1.5 Quel mécanisme est prépondérant ?

L'objectif de ce paragraphe vise à prévoir les mécanismes pouvant influencer le devenir des molécules étudiées en comparant la valeur des paramètres définis dans le paragraphe précédent aux critères proposés par Scholes *et al.* (2008a). Le tableau 4.3 résume les différentes caractéristiques et effets potentiels de chaque mécanisme sur chaque molécule.

D'après les propriétés physico-chimiques des substances et les limites proposées par Scholes *et al.* (2008a), la précipitation sera un processus négligeable dans le devenir des substances dans les diverses techniques alternatives. L'adsorption, la décantation et la phytoremédiation seront des phénomènes importants dans le devenir des micropolluants étudiés.

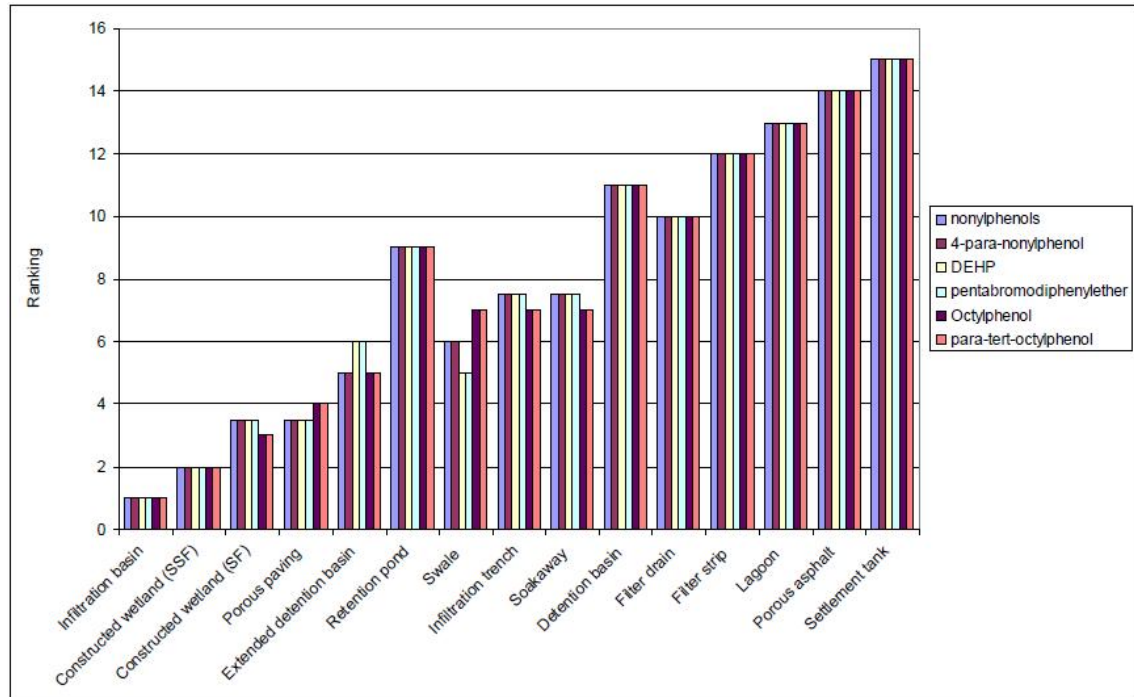
Sur la base de leurs critères (Scholes *et al.*, 2008b) ont proposé une classification des techniques alternatives vis à vis de leur efficacité supposée sur les polluants prioritaires de la DCE. Ces efficacités sont représentées sur la figure 4.2a pour les alkylphénols et la figure 4.2b pour les métaux. Les dispositifs jugés les plus efficaces sont les dispositifs basés sur l'infiltration, les zones humides et le stockage en matériau poreux. Cette approche très théorique ne tient pas compte de la grande variabilité qui peut exister, pour un même type de technique alternative, compte tenu de son fonctionnement hydraulique (vitesse d'écoulement, temps de séjour...), nature des matériaux utilisés (noues minérales ou végétalisées, sols plus ou moins perméables...).

4.3.2 Abatement de la contamination de l'eau dans les TA

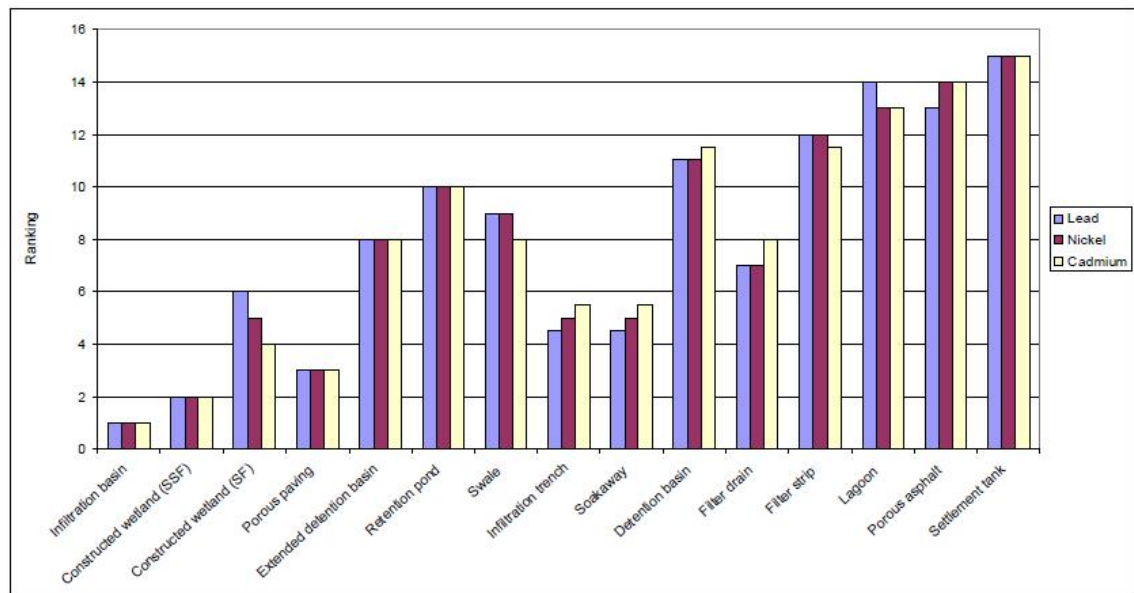
Ce paragraphe s'attache à présenter les résultats de la littérature sur l'abattement des contaminants par les techniques alternatives. La plupart des études recensées s'intéressent aux matières en suspension, à la matière organique, aux nutriments et aux métaux traces. Très peu d'études se sont intéressées aux micropolluants organiques, sauf les HAP dans de rares cas et seulement pour certains ouvrages comme les chaussées poreuses ou les zones inondables.

D'un point de vue méthodologique, toutes les études sur l'impact des techniques alternatives sur les flux polluants se basent soit sur une comparaison entre ce qui entre et ce qui sort de l'ouvrage (Mason *et al.*, 1999; Berndtsson *et al.*, 2009), soit sur la comparaison

4.3 Impact des techniques alternatives sur les flux polluants



(a) Perturbateurs endocriniens



(b) Métaux

FIG. 4.2: Ordres de préférence pour l'élimination des micropolluants dans les techniques alternatives (ranking=1 pour l'effet épuratoire le plus important) d'après Scholes *et al.* (2008c)

de deux ouvrages, l'un classique, l'autre alternatif (Pagotto *et al.*, 2000; Daligault *et al.*, 2001; Berndtsson *et al.*, 2006; Teemusk & Mander, 2007; Xiao & McPherson, 2009).

4.3.2.1 Effets des bassins de décantation

Les ouvrages de stockage assurent généralement une élimination efficace des MES et de la matière organique (particulaire). Cette efficacité de traitement varie entre 50 % et 88 % pour les MES, entre 40 % et 92 % pour la DCO, entre 31 % et 80 % pour la DBO₅ et entre 31 % et 84 % pour les métaux traces (Daywater, 2003; Weiss *et al.*, 2007). L'efficacité de la décantation dépend d'une part de la décantabilité de l'effluent (fonction des caractéristiques du site et de la pluie) et du fonctionnement de l'ouvrage qui dépend de sa conception (Valiron & Tabuchi, 1992; Aires *et al.*, 2003; Calabro & Viviani, 2006).

4.3.2.2 Effets des toitures végétalisées

Les toitures végétalisées sont des ouvrages souvent vantés pour leur efficacité épuratoire. Mais les résultats apparaissent comme très variables d'une étude à une autre, d'un ouvrage à un autre, et d'une pluie à une autre. Les résultats de trois études sont décrits ci-après. Teemusk & Mander (2007) comparent les ruissellements d'un toit stockant extensif et d'un toit terrasse recouvert d'une couche d'asphalte pour trois événements pluvieux en Estonie. Berndtsson *et al.* (2006) comparent plusieurs toitures extensives à des toitures de référence, tandis que Berndtsson *et al.* (2009) comparent une toiture extensive en Suède avec les apports atmosphériques, et une toiture intensive au Japon avec les apports atmosphériques.

Les quantités de matière organique relarguées par les toitures vertes sont plus importantes que dans les retombées atmosphériques et dans les toitures témoins, prouvant que la dégradation des plantes et le lessivage de la couche de stockage augmentent la matière organique (CSTC, 2006; Berndtsson *et al.*, 2006; Teemusk & Mander, 2007; Berndtsson *et al.*, 2009).

En ce qui concerne les nutriments, les toits verts semblent être un puits pour l'azote sous forme ammoniacal (NH_4^+) et sous forme nitrée (NO_3), mais pas toujours pour l'azote total. Les résultats sur les phosphates varient d'une étude à l'autre dépendant de la végétation et de l'utilisation des engrais. La toiture extensive en Suède semble émettre du phosphate (Berndtsson *et al.*, 2006) tandis que la toiture intensive au Japon ne semble pas en émettre (Teemusk & Mander, 2007).

Pour la toiture intensive au Japon, les concentrations en fer, plomb et zinc diminuent par rapport à l'eau de pluie, montrant le potentiel épuratoire des toitures végétalisées. Mais l'émission de métaux par certains matériaux peut cacher voire contrer ce mécanisme (Berndtsson *et al.*, 2009).

Ces effets, observés pour quelques événements pluvieux, varient fortement avec la pluie.

D'après [Teemusk & Mander \(2007\)](#), plus la pluie est faible, plus les concentrations en matière organique et en azote augmentent dans le ruissellement par effet de percolation.

En conclusion, un effet épuratoire des toitures végétalisées a été montré pour certains contaminants mais il dépend des paramètres de la pluie et du type de toiture. De plus l'émission de substances par les matériaux de construction et par l'épandage de phytosanitaires, peut aller dans le sens de la contamination plutôt que de l'épuration.

4.3.2.3 Chaussées stockantes

Les chaussées stockantes apparaissent comme d'efficaces systèmes de traitement des eaux de ruissellement de voirie du fait de la filtration des particules dans le matériau poreux, de l'adsorption des substances dissoutes et d'un effet de bioréacteur dans la zone de stockage ([Pagotto *et al.*, 2000](#); [Daligault *et al.*, 2001](#); [Daywater, 2003](#)). Le tableau 4.4 présente l'abattement par des chaussées poreuses de différents paramètres. Il met en évidence le fort abattement pour les matières en suspension (entre 35 et 95 %) et les paramètres généralement considérés comme particuliers dans les eaux de ruissellement, comme le plomb (abattement de 63 à 85 %) et le cadmium (62 à 69 %). Le zinc, le cuivre et la DCO semblent avoir des abattements plus faibles. [Pagotto *et al.* \(2000\)](#) montrent en effet que l'épuration est meilleure sur la fraction particulaire que sur la fraction dissoute des métaux. Peu d'études ont étudié les hydrocarbures, elles montrent une réduction des flux d'hydrocarbures, mais ne parlent pas d'effet sur les concentrations ([Legret & Pagotto, 1999](#); [Boving *et al.*, 2008](#)).

De plus, l'épuration semble être améliorée par la mise en oeuvre d'un enrobé drainant (surface perméable) qui permet la rétention des fines particules en surface ([Daligault *et al.*, 2001](#)).

4.3.2.4 Noues et zones humides inondables

Le ralentissement de l'eau permet la décantation des particules dans ces ouvrages. [Scholes *et al.* \(2008c\)](#) rapporte un abattement des MES compris entre 55 et 91 % dans des noues, un abattement du plomb entre 17 et 76 %, et du zinc entre 63 et 93 %. Le temps de contact entre l'eau et les substrats est augmenté. Une fraction des contaminants labiles peut donc s'adsorber sur les différents matériaux de construction ou d'aménagement paysager. L'adsorption dépend de la molécule, de sa fraction, de sa concentration, du temps de contact. Des études ont montré que l'adsorption des métaux et de certains contaminants organiques dans des jardins peut être augmentée par l'utilisation de matériaux particuliers comme des écorces. L'élimination du COD a été évaluée entre 53 et 74 % dans des noues ([Scholes *et al.*, 2008c](#)). [Ray *et al.* \(2006\)](#) rapportent des taux d'élimination compris entre

20 et 100 % dans des noues munies d'écorces.

L'adsorption des contaminants peut également avoir lieu lors de l'infiltration de l'eau dans des zones humides inondables. Par exemple, [Scholes *et al.* \(2008c\)](#) rapportent qu'une zone de stockage / infiltration avait un pouvoir épuratoire supérieur à 70 % pour des HAP.

4.3.3 Conclusion

L'effet épuratoire des techniques alternatives a donc été montré dans certains cas, mais il varie suivant les techniques et leur conception, les types de pluie et la qualité de l'entretien des ouvrages. La diminution des volumes ruisselés du fait de l'utilisation de techniques alternatives peut impliquer une diminution des masses de contaminants rejetés sans effet sur les concentrations ([Xiao & McPherson, 2009](#)).

Les abattements de la pollution par les techniques alternatives peuvent être augmentés par des ouvrages spécifiques de traitement : zones de décantation à l'amont des zones d'infiltration, séparateurs à hydrocarbures pour les eaux de ruissellement de chaussée etc. Ces zones de traitement peuvent également permettre un meilleur entretien des ouvrages, en évitant le colmatage des arrivées, des évacuations et des zones de stockage de l'eau ([Jefferies, 2003](#)).

L'abattement de la pollution de l'eau pose la question du devenir de cette pollution. Les techniques alternatives basées sur un stockage créent des dépôts potentiellement contaminés dont il faut prévoir la gestion. Dans le cas de l'infiltration, une attention particulière doit être apportée pour ne pas contaminer les sols, et à terme les nappes phréatiques. Les sols d'infiltration sont en effet plus contaminés que des sols de contrôle dans le cas de chaussées réservoirs ([Legret \(1996\)](#) rapportent des teneurs en métaux 3 à 5 fois plus élevées), même si les recherches les plus récentes montrent qu'une bonne conception est de nature à limiter les impacts vers la nappe ([Larmet, 2007](#); [Foulquier, 2009](#)).

TAB. 4.3: Propriétés physico-chimiques des substances et potentiel d'efficacité des différents processus d'élimination

Processus	Constante	HAP légers	HAP lourds	PCB	NP	OP
Adsorption	$\log K_{OC}$ (l/kg)			4,0-6,1 ^a	5,2±0,38 ^b	4,6±0,42 ^b
	Prévision	+	++	++	++	++
Précipitation	Solubilité (mg/l) ^a	> 1	< 0,1	< 10 ^{-3g}	5,4	12,6
	Prévision	-	-	-	-	-
Décantation et filtration	%particulaire	> 80 % ^{c,d}		> 80 % ^e	20 % ^b	
	Prévision	+	++	++	-	-
Biodégradation	$T_{1/2vie}$		2-9ans ^a		biodégradable ^a	
	Prévision	-	-	-	+	+
Volatilisation	K_h ($Pa.m^3/mol$)	1 - 6	0,01 - 1	1 - 20 ^g	3 - 4 ^f	0,7 ^f
	Prévision	+	-	+	+	-
Photolyse	$T_{1/2phot}$ (h)		photosensibles		négligeable	
	Prévision	+	+	-	-	-
Phytorémédiation	$\log(K_{ow})$	3,5 - 4,5	5,2 - 6,9	4,8 - 7,6 ^g	4,48 ^h	4,12 ^h
	Prévision	+	+	+	+	+

Prévision = prévision d'abatement du processus : - peu d'effet ; + effet probable ; et ++ effet supposé important.

^aIneris (2005a), ^bIsobe *et al.* (2001), ^cPitt *et al.* (2004), ^dBrown & Peake (2006), ^eHwang & Foster (2008),

^fVan Ry *et al.* (2000), ^gLi *et al.* (2003), ^hYing *et al.* (2002)

TAB. 4.4: Abattements événementiels des concentrations par infiltration dans une chaussée réservoir

Références	Caractéristiques	Abattement de la pollution(%) (en termes de concentration)						
		MES	DCO	HC	Cd	Cu	Pb	Zn
[1]	Structure réservoir	34,5	31	-4,5			63,5	30,5
[1]	Structure réservoir et enrobé drainant	81	63	2			76	35
[2]	Enrobé drainant et concassé	64			67		79	72
[3]	Enrobé drainant sans réservoir	81		92	69	35	78	66
[4]	Enrobé drainant et concassé	61			62		81	67
[5]	Béton poreux et béton	70	54				78	47
[5]	Enrobé drainant et béton poreux	36	79				86	
[5]	Enrobé drainant et concassé	95					50	62
[5]	Enrobé drainant et structure alvéolaire	94	77				85	

[1] Daligault *et al.* (2001), [2] Legret (1996), [3] Pagotto *et al.* (2000), [4] Colandini *et al.* (1995), [5] cités par Daligault *et al.* (2001)

Chapitre 5

Principales conclusions de la synthèse bibliographique et perspectives de recherche

5.1 Où en sont les connaissances sur la qualité et la gestion des eaux pluviales ?

La contamination des eaux pluviales

La majorité des études sur la qualité des eaux pluviales se sont donc jusqu'à présent focalisées sur de grands bassins versants (>20 ha) d'occupation du sol hétérogène ([Saget, 1994](#); [Rossi, 1998](#); [Pitt *et al.*, 2004](#)) et majoritairement en zones urbaines, voire urbaines denses. En parallèle un certain nombre d'études ont étudié la source de la contamination des eaux pluviales en s'intéressant au ruissellement de divers types de surfaces, comme les toitures ([Forster, 1999](#); [Gromaire-Mertz *et al.*, 1999](#); [Boller, 2004](#); [Robert-Sainte, 2009](#)) ou les chaussées ([Gromaire-Mertz *et al.*, 1999](#); [Legret & Pagotto, 1999](#); [Lau & Stenstrom, 2005](#)). De plus si un grand nombre de données est accessible pour les paramètres globaux, les métaux traces et les hydrocarbures, il existe peu de données sur les autres micropolluants organiques. Certains programmes de recherche ont été lancés sur la problématique des substances prioritaires dans les eaux pluviales en France et s'intéressent uniquement à de grands bassins versants ([Becouze *et al.*, 2008](#); [Lamprea, 2009](#); [Zgheib, 2009](#)).

Ces études ont mis en évidence que les eaux pluviales sont contaminées à des niveaux comparables à l'échelle annuelle aux rejets de stations d'épuration, mais parfois beaucoup plus élevés pour des événements exceptionnels. Cette contamination est très variable et dépend fortement de l'occupation du sol et des pratiques locales. Les eaux de ruissellement de divers types de surfaces urbaines sont moins contaminées a priori que les eaux pluviales en aval, sauf pour certains paramètres en fonction des voies d'introduction. C'est

par exemple le cas des métaux émis par la corrosion des matériaux de toiture, ou des HAP émis fortement par le trafic automobile.

Un vieillissement des données a été mis en avant par certains auteurs étant donné : l'évolution des objectifs de recherche, l'amélioration des techniques analytiques et les effets des réglementations (diminution sensible des PCB et du plomb dans l'environnement depuis leur interdiction pour certains usages).

Gestion des eaux pluviales en France

La gestion des eaux pluviales évolue vers une gestion à l'amont, le concept du tout à l'égout ayant montré ses limites du fait de la surcharge des réseaux suite à l'augmentation des surfaces imperméables. Les collectivités imposent de plus en plus de réguler les débits de rejet au réseau.

Les grands stockages enterrés sont de plus en plus remplacés par des techniques dites alternatives qui visent à stocker l'eau là où elle tombe, à ralentir son rejet vers l'aval et à favoriser son infiltration vers le sous sol. Ces techniques sont dimensionnées dans un objectif de gestion hydraulique et sont conçues par rapport aux événements exceptionnels. Elles ne prennent pas en compte des objectifs de réduction de la contamination.

Des études sur le fonctionnement de ces techniques alternatives 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 (Dalgault *et al.*, 2001; Daywater, 2003; Jefferies *et al.*, 2004; Xiao & McPherson, 2009).

En France, ces techniques alternatives ne sont pas conçues pour réduire la qualité de l'eau, mais les impacts hydrauliques peuvent favoriser une réduction des rejets de contaminants en limitant l'érosion des sols, en favorisant la décantation des particules, et en augmentant les temps de contact entre les substances dissoutes et les substrats sur lesquels une adsorption est possible. Si les techniques alternatives sont végétalisées, une phytoremédiation peut se produire. Un effet épuratoire des techniques alternatives est donc suspecté.

Ces phénomènes ont été étudiés, essentiellement par une approche théorique basée sur les propriétés physico-chimiques des contaminants et le fonctionnement des ouvrages, par le projet ScorePP (Scholes *et al.*, 2008c). L'effet épuratoire de quelques techniques alternatives a été évalué à l'échelle de la technique pour les chaussées stockantes (Pagotto *et al.*, 2000), les toitures végétalisées (CSTC, 2006), les noues (Xiao & McPherson, 2009), les zones humides (Scholes *et al.*, 2008c)... Les paramètres suivis dans ces études sont essentiellement des nutriments et des métaux traces. Peu d'études expérimentales ont été faites sur les micropolluants organiques. De plus ces études se limitent à l'ouvrage et ne tiennent pas compte de l'ensemble du bassin versant, des combinaisons de diverses techniques pourtant souvent utilisées, et des pratiques d'entretien. Enfin, les effets épuratoires sont évalués en concentration, alors que la masse effectivement émise est le paramètre d'intérêt en termes

de rejet au milieu.

Il a de plus été montré que certains matériaux ou usages, liés à la mise en place de techniques alternatives, étaient susceptibles d'émettre des contaminants, par exemple les pesticides et engrais sur les toitures végétalisées.

5.2 Perspectives de recherche

Cette étude bibliographique a donc montré qu'il est nécessaire d'améliorer les connaissances sur la qualité des eaux pluviales en milieu urbain, en s'intéressant particulièrement à :

- Continuer le suivi de substances déjà étudiées pour voir l'impact éventuel des réglementations sur leur occurrence dans l'environnement.
- Acquérir des connaissances sur les substances prioritaires de la DCE, et sur leurs voies d'introduction dans le ruissellement.
- Évaluer le niveau de contamination des eaux pluviales des bassins versants amont pour déterminer s'il est préférable de les gérer dès l'amont ou de les rejeter dans de grands réseaux. Le but est également d'évaluer si elles nécessitent un traitement dans le cas où elles sont infiltrés localement.

Les impacts hydrauliques et sur la qualité des eaux pluviales des techniques alternatives sont mal connus, notamment à l'échelle du bassin versant. Les perspectives de recherche sont donc :

- Étudier les techniques alternatives à l'échelle du bassin versant pour tenir compte des combinaisons d'ouvrages et des pratiques d'entretien.
- Évaluer l'effet hydraulique des techniques alternatives sur les petits événements, qui ne sont pas ceux pour lesquels les ouvrages sont dimensionnés, mais ils sont les plus fréquents et sont ceux qui contribuent à une grande part du volume d'eau de ruissellement généré ([Field *et al.*, 2000](#)) et à la majorité des flux de polluants rejetés ([Urbonas *et al.* \(1996\)](#) cité par [Daywater \(2003\)](#)).
- Mesurer l'effet des techniques alternatives sur les micropolluants.
- Comprendre les phénomènes intervenant dans le devenir des micropolluants dans les techniques alternatives.

Troisième partie

Matériel et méthode

Chapitre 6

Méthodologie de la thèse

Les deux objectifs principaux de ce travail de thèse sont :

- Caractériser et quantifier la contamination des eaux de ruissellement d’une zone périurbaine à l’amont des réseaux séparatifs,
- Évaluer l’effet des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales sur les flux d’eau et de contaminants.

Les paragraphes suivants définissent la méthodologie qui a été suivie pour atteindre ces objectifs.

6.1 Caractérisation et quantification des flux de polluants véhiculés par les eaux de ruissellement

Pour cette partie, nous nous sommes intéressés à un petit bassin versant de type résidentiel dense. Ce site, assaini par un réseau séparatif classique par tuyaux, a été instrumenté pour prélever des échantillons d’eaux pluviales sur une vingtaine d’événements pluvieux. Sur ces échantillons nous avons :

Identifié les micropolluants en présence dans les eaux de ruissellement, en balayant un large spectre basé sur la liste des substances prioritaires des directives européennes 76/464/CEE et 2000/60/CE, la liste CHIAT du programme de recherche européen Daywater ([Eriksson *et al.*, 2007](#)), et la liste des substances dangereuses de l’agence américaine pour la protection de l’environnement (US-EPA). Ce balayage quantitatif, adapté de la méthodologie développée par [Zgheib \(2009\)](#), a été réalisé sur certains de nos échantillons par un laboratoire extérieur.

Quantifié de façon plus précise les flux émis au cours d’une année, pour une sélection de paramètres polluants caractéristiques des eaux de ruissellement (matières en suspension, matière oxydable (carbone organique dissous (COD) et particulaire (COP)), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), polychlorobiphényles (PCB), alkyl-

phénols (AP), métaux traces (Cuivre, Plomb et Zinc)). Ces analyses ont été réalisées au Leesu.

Caractérisé ces flux en termes de distribution entre fractions dissoute et particulaire.

Comparé les **apports atmosphériques** avec les **apports anthropiques locaux** en étudiant les retombées atmosphériques, le ruissellement de voirie, et le ruissellement d'une parcelle bâtie.

Les résultats et conclusions de ces différentes actions sont traitées dans la partie **IV**.

6.2 Étude de l'impact des modes de gestion alternatifs

Cette partie (partie **VI**) s'est basée sur la comparaison entre le bassin versant de référence en séparatif classique, et trois bassins versants régulés sur lesquels les eaux pluviales sont gérées par des techniques alternatives. Ces trois bassins versants ont également été instrumentés et leurs eaux pluviales échantillonnées pour 14 à 18 événements pluvieux chacun, au maximum en commun avec la référence. De plus les stocks de contaminants (dépôts, sols et plantes) observés dans les techniques alternatives ont été échantillonnés et analysés. Ce travail nous a permis de :

Comprendre le fonctionnement hydraulique des bassins versants et donc d'évaluer l'effet des techniques alternatives sur les volumes d'eau rejetés en aval et sur leur distribution dans le temps. Ces effets sont importants à étudier car le devenir des flux de contaminants intègre non seulement l'évolution de la concentration dans l'eau, mais aussi la modification du volume d'eau. De plus la dynamique de l'écoulement joue un rôle important dans le devenir des contaminants au cours du transfert de l'eau. Les effets hydrauliques sont décrits dans le chapitre **19**.

Quantifier l'impact des techniques alternatives sur les flux polluants en mesurant les flux de contaminants émis par les bassins versants régulés et en les comparant à ceux de Référence. L'impact des techniques alternatives sur les flux et la spéciation des polluants fait l'objet du chapitre **20**.

Évaluer les stocks de polluants produits dans les techniques alternatives en vue de leur traitement. Ces échantillonnages nous ont également permis d'appréhender certains des mécanismes responsables du devenir des contaminants lors du transfert de l'eau. Les résultats de cette partie sont donnés dans le chapitre **21**

6.3 Fonctions de production pour l'évaluation de l'impact des modes de gestion alternatifs

La comparaison directe des flux d'eau et de polluants entre le site de référence et les sites régulés n'est pas possible car ils présentent des différences de ventilation de surfaces entre voiries, bâtiments, et jardins. En effet ces surfaces n'ont pas la même efficacité de ruissellement et sont des voies d'introduction potentielles pour les contaminants. Les différences observées entre les sites peuvent donc être imputables à la fois à la gestion des eaux pluviales et aux différences d'occupation du sol.

Par conséquent, des fonctions de production d'eau et de polluants, propres à chacune des surfaces ont été calées sur le bassin versant de référence afin d'être appliquées aux trois bassins versants régulés en tenant compte de leur ventilation de surface. La réponse des bassins versants régulés a donc été simulée comme si ils n'avaient pas de techniques alternatives, puis comparée à la réponse effectivement mesurée. La figure 6.1 présente un schéma explicatif de cette méthodologie de comparaison.

Le calage des fonctions de production s'est fait de la façon suivante :

Pour la fonction de production d'eau, un modèle simulant les volumes ruisselés a été calé à partir d'une année de données (juillet 2008 à juillet 2009) de pluviométrie et de débitmétrie à l'exutoire du bassin versant de référence. Ce modèle a également permis de caler les coefficients de ruissellement spécifiques à chaque type de surface pour les événements échantillonnés. Il est décrit au chapitre 17.

Pour la fonction de production de micropolluants, les modèles ont été calés à l'échelle de l'événement sur la base des concentrations mesurées dans les retombées atmosphériques, le ruissellement de voirie, le ruissellement d'une parcelle bâtie et à l'exutoire de la référence. Pour les métaux traces, des modèles de corrosion des matériaux de couverture développés par Robert-Sainte (2009) ont été ajoutés. Ces modèles sont décrits au chapitre 18.

Une attention particulière a été portée lors du calage pour ne pas surévaluer les flux simulés, et donc l'effet des techniques alternatives lors de la comparaison.

Le calage de ces fonctions de production, et leurs résultats en termes de contribution des différentes voies d'introduction à l'échelle du bassin versant de référence, sont décrits dans la partie V.

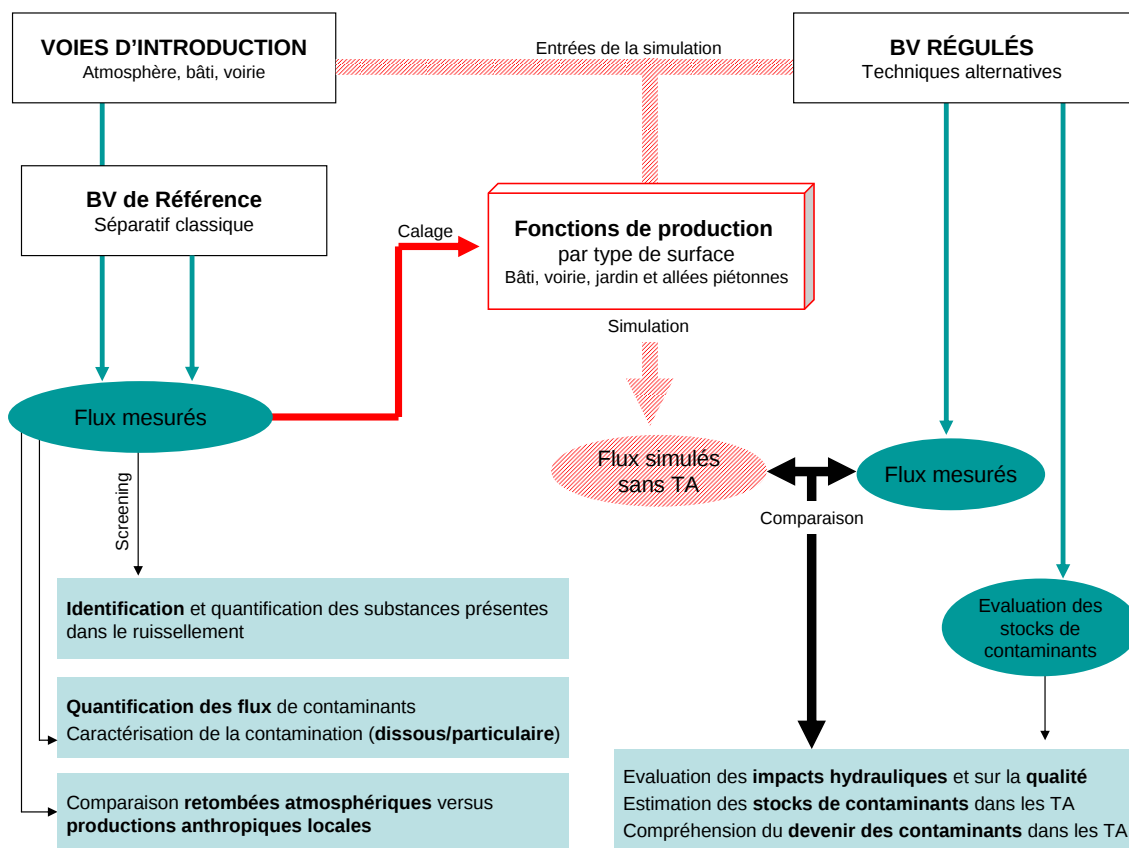


FIG. 6.1: Méthodologie employée au cours de la recherche

Chapitre 7

Description du site d'étude : le Clos Saint-Vincent

7.1 Présentation du site

Le site d'étude est la zone d'aménagement concertée (ZAC) du Clos Saint-Vincent à Noisy-le-Grand dans le département français de la Seine Saint-Denis (93), en proche banlieue parisienne. Cette ZAC s'étend sur environ 18 ha en zone urbaine résidentielle dense dans le centre ville de Noisy-le-Grand. Elle est constituée de 3000 logements (de type petits logements collectifs R+3 à R+4), d'équipements publics (un espace culturel, un petit supermarché, un collège, une crèche), d'un jardin public et de parkings. La zone est caractérisée par un faible trafic et aucun bâtiment industriel à proximité. Une photographie aérienne de la zone est donnée en figure 7.1.

Les eaux pluviales de la ZAC sont collectées dans un réseau séparatif et rejetées sans traitement à la Marne. La ZAC a été lancée au début des années 90, et les premiers aménagements ont été mis en place avec un réseau d'assainissement séparatif conventionnel. Par la suite le permis de construire de la ZAC a été modifié et est tombé sous le coup d'une nouvelle réglementation. La Direction de l'Eau et de l'Assainissement de la Seine Saint-Denis (DEA93) a en effet cherché à limiter les rejets au réseau d'assainissement départemental, déjà surchargé. En 1993, un nouvel article a donc été inscrit aux Plans d'Occupation des Sols (POS) des communes de Seine Saint-Denis qui dit «qu'aucun rejet supplémentaire n'est accepté dans les réseaux»; des débits de fuite limités (10 l/s/ha) ont été imposés. La solution d'un bassin de rétention, comme utilisée sur d'autres sites, s'est avérée trop coûteuse pour le projet; les aménageurs de la ZAC ont donc utilisé des techniques alternatives, moins coûteuses et s'intégrant à l'urbanisme. Évoluant avec les réflexions des hydrologues urbains, l'échelle de mise en place des ouvrages a diminué avec le temps : les eaux pluviales étaient au départ régulées à l'échelle du quartier, et sur les

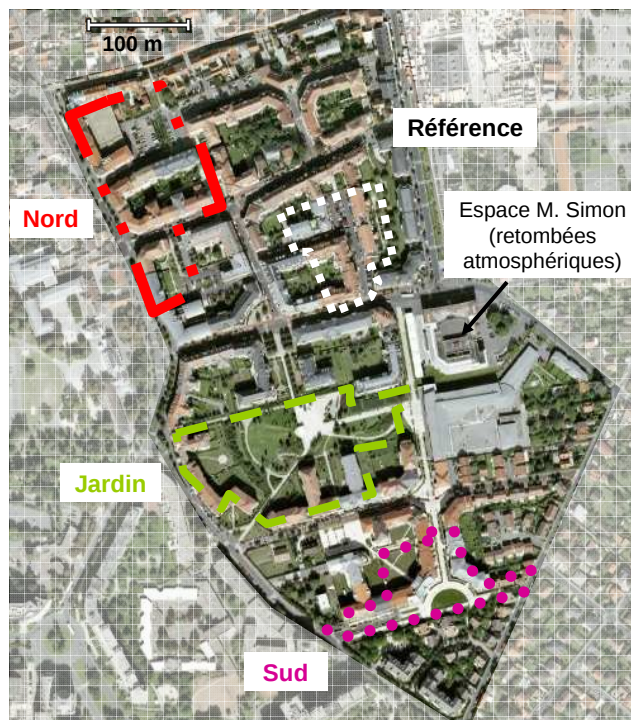


FIG. 7.1: Photo aérienne du Clos Saint-Vincent et délimitation des bassins versants

dernières zones construites à l'échelle du bâtiment. Les zones construites après 1998 ont donc un débit de fuite limité et possèdent des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales.

La ZAC a été achevée en 2006 et rétrocédée à la commune de Noisy-le-Grand qui est maintenant propriétaire du réseau d'assainissement et responsable de sa gestion.

Cette zone a été choisie comme zone d'étude du fait :

- de son homogénéité au niveau de l'urbanisme,
- de l'originalité dans la gestion des eaux pluviales : l'urbanisation s'est étalée sur 10 ans et a donc suivi l'évolution des modes et techniques de gestion, permettant une grande diversité des solutions alternatives utilisées (stockages enterrés, noues, espaces inondables...),
- de la proximité entre les sites qui assure une relative homogénéité au niveau des apports atmosphériques (quantité de pluie et de dépôts),
- de la proximité avec le Leesu qui permet une rapidité d'intervention pour effectuer les maintenances et récupérer les échantillons après la pluie.

Sur cette zone, *quatre bassins versants* ont été étudiés dont l'emplacement et les limites apparaissent sur la photo aérienne en figure 7.1. Les caractéristiques de chaque bassin versant sont données dans les paragraphes suivants et résumées dans le tableau 7.1 page 102. La délimitation des bassins versants a été faite à partir du cadastre, de l'étude des

permis de construire en mairie, de la lecture des plans de réseau, et de l'analyse des cotes des surfaces. Ces données ont été complétées par des visites sur site pour vérifier toutes les descentes de gouttière et les branchements. La mesure des surfaces a été faite à partir d'une orthophoto (Interatlas, résolution à 12,5 cm) et à l'aide du logiciel MapInfo. Lors de la description des bassins versants, cinq types de surface ont été distinguées du fait de leurs coefficients de ruissellement et de leurs potentiels d'émission de contaminants différents : les toits non en zinc, les toits en zinc, les voiries circulées (ces trois premiers types sont directement reliés au réseau), les voiries piétonnes, les jardins classiques et les jardins sur dalle (ces trois derniers ne sont pas du tout ou pas directement reliés au réseau). De plus des calculs des surfaces d'éléments singuliers (en métal) ont été faits à partir de la mesure des leurs longueurs sur la photo aérienne, et des largeurs types données par les documents techniques unifiés¹. Les résultats pour tous les sites sont donnés dans le tableau 7.2 (page 104).

7.2 Bassin versant de référence

Le bassin versant *Référence* fait partie de la zone la plus ancienne de la ZAC en séparatif classique et a été construit entre 1996 et 1999. Il fait 8210 m² et est constitué de 4 parcelles bâties (3575 m² de bâtiments, 2041 m² de jardins privés et 291 m² d'allées piétonnes), dont un toit en zinc (603 m²) et trois en tuiles, de deux rues et d'un parking sur une place (total voirie de 2315 m²). C'est une zone uniquement résidentielle et peu passante. Les jardins sont sur dalle : ils sont constitués d'une couche de terre comprise entre 50 cm et un mètre d'épaisseur, posée sur les dalles des sous-sols et munis d'un dispositif drainant. Le coefficient d'imperméabilisation de cette zone est de 0,75.

Sur ce bassin versant, deux sous bassins versants ont été étudiés en tant que voie d'introduction de la contamination : une parcelle bâtie de 1288 m² (toiture en zinc de 555 m², toiture terrasse de 281 m² et jardin privé de 396 m²) appelée «Bâti», et un morceau de voirie de 311 m² appelé «Voirie» (voir figure 7.2).

Le réseau d'assainissement de ce bassin versant est strictement séparatif. Le caractère strict a été vérifié au début de l'étude par visite de tous les regards de rejet et vérification d'un débit nul par temps sec. Un mauvais branchement a été constaté lors de cette vérification et a été corrigé avant l'équipement des sites. Le réseau est composé de canalisations en béton de diamètre 400 mm et a une longueur totale sur le bassin versant de 186 m. Le regard le plus aval a servi pour la mesure du débit et l'échantillonnage. Il est situé à l'aval d'un tronçon de canalisation rectiligne de 46 m de long. Le regard juste en amont du précédent a servi pour l'échantillonnage de la parcelle bâtie. Un regard correspondant

¹ Les DTU sont des documents applicables aux marchés de travaux de bâtiment en France et définissent le choix et la mise en œuvre des matériaux des bâtiments.

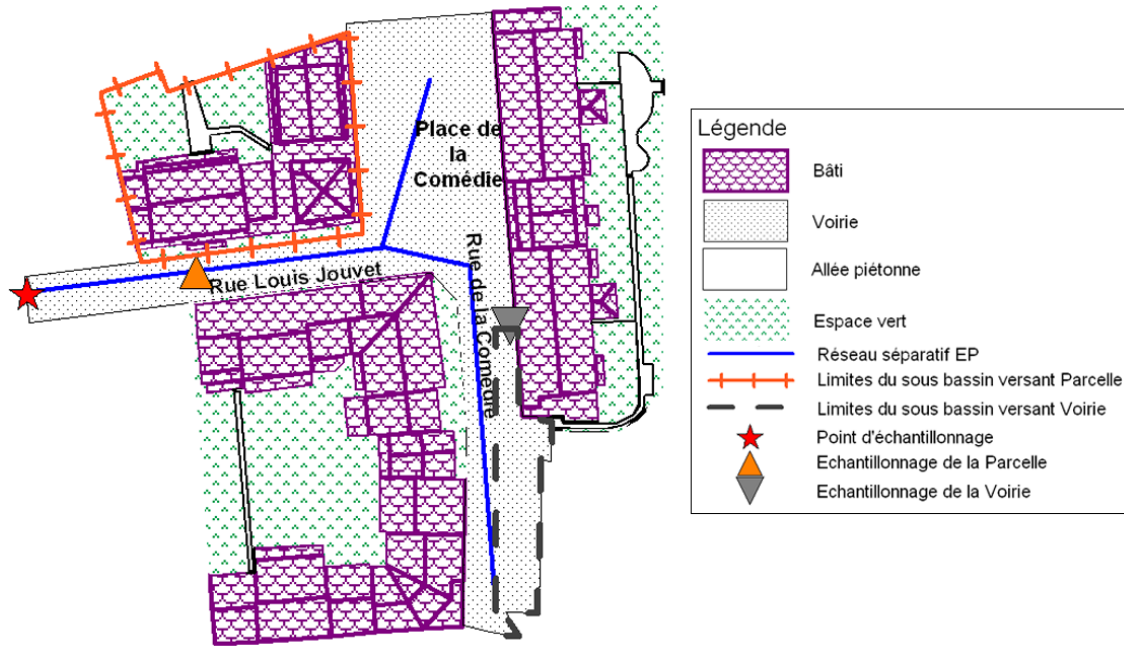


FIG. 7.2: Plan du bassin versant Référence

à un avaloir de chaussée rue de la Comédie a été utilisé pour l'échantillonnage de la voirie.

7.3 Bassins versants assainis par des techniques alternatives

7.3.1 Nord

Le bassin versant appelé Nord (voir figure 7.3) a été construit entre les années 2000 et 2005 sur la zone à débit de fuite régulé. Il a une superficie de 1,5 ha, et est composé 8 parcelles bâties (7236 m² de bâtiments, 3496 m² de jardins privés sur dalle et 544 m² d'allées piétonnes) dont un toit en zinc (232 m²), d'un supermarché Simply Market et de son parking, et d'un morceau de voirie (total voirie de 4020 m²). Les avaloirs de la rue du Docteur Jean Vaquier (voir figure 7.3) sont dirigés vers un autre réseau et cette rue ne fait donc pas partie du bassin versant. Le coefficient d'imperméabilisation du bassin versant est de 0,76. L'activité anthropique, notamment le trafic, est plus importante sur ce site en comparaison avec la référence du fait de la présence de commerces.

Le réseau d'assainissement est un réseau séparatif strict mais géré par des techniques alternatives. Le supermarché possède un *toit stockant* qui récupère également les eaux pluviales des bâtiments autour. Il est composé de 60 cm de terre engazonnée posée sur une couche drainante composée d'une structure en polystyrène sur plots, et est muni de 13 évacuations à débit régulé. L'eau des toits voisins est injectée directement sous les plaques de polystyrène. Un schéma (figure 7.4) et des photos de ces installations (figure 7.5) illustrent cette description. L'évacuation du toit ainsi que l'ensemble des eaux pluviales

du bassin sont stockés dans une *canalisation enterrée* de 2 m de diamètre et 60 m de long, soit un volume de stockage d'environ 150 m³. Cette canalisation est prévue pour stocker les eaux d'un événement de fréquence annuelle. Pour des événements plus importants, elle était censée déborder dans une *noue* puis dans le *parking inondable* avec un volume total de stockage de 500 m³. Cependant la cote du regard aval à cette canalisation est inférieure à la cote de la grille de débordement. Ce qui fait que lorsque la canalisation est pleine, les eaux débordent vers l'aval créant une inondation (ce cas n'a pas été observé au cours de l'étude mais a été rapporté par des riverains). Le parking ne peut donc pas jouer son rôle de stockage, cependant son design est tel qu'il ralentit l'évacuation de ses propres eaux vers l'aval comme le montre la photo 7.5f. La canalisation de stockage est mise en charge par un régulateur vortex dont le débit nominal est de 16 l/s. Un séparateur à hydrocarbure est installé en aval du régulateur (fonctionnement décrit au paragraphe 8.3.3.4). Des photos du stockage et du régulateur sont en figure 7.5.

La mesure du débit a été faite 12 m en aval du régulateur (portion rectiligne) pour respecter une zone de tranquillisation entre le régulateur et la mesure. L'échantillonnage a été fait immédiatement en aval du régulateur car le regard de mesure du débit était trop petit pour les deux appareillages. Un câble d'asservissement a donc dû être tiré entre les deux regards, dans la canalisation.

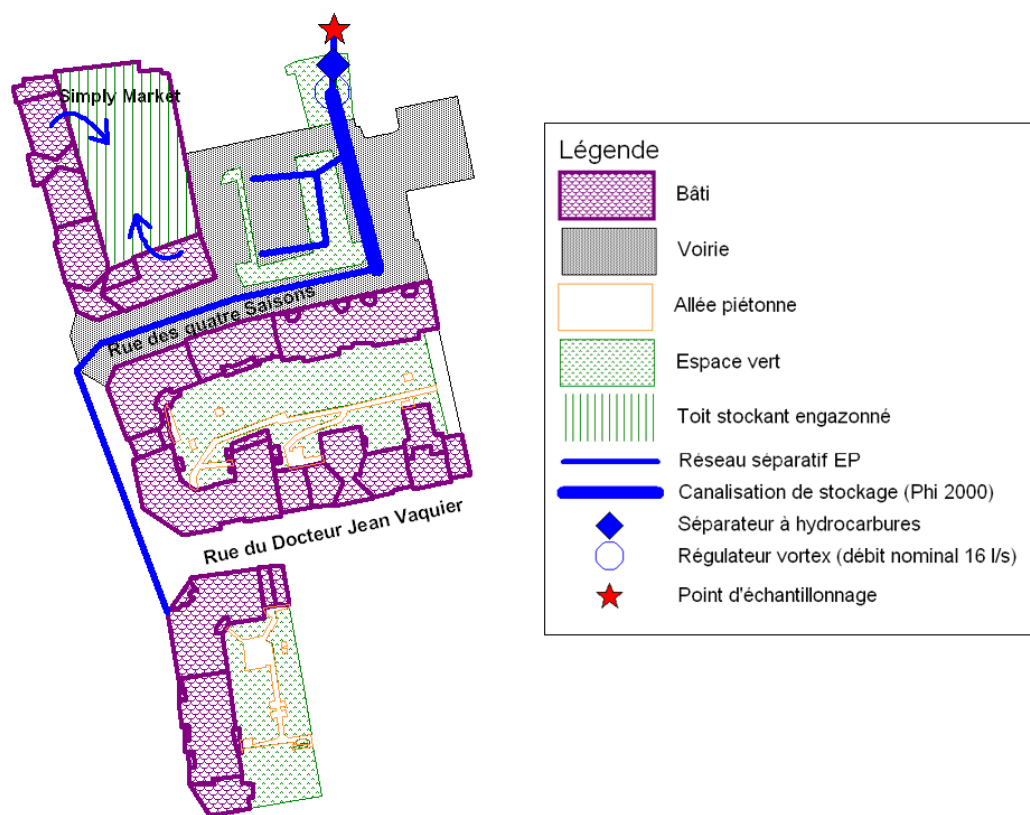


FIG. 7.3: Plan du bassin versant Nord

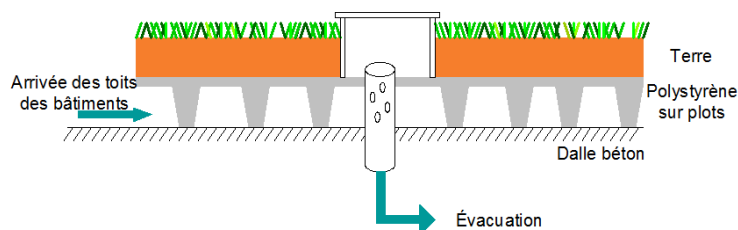


FIG. 7.4: Schéma de la structure du toit stockant

7.3.2 Jardin

Ce bassin versant (voir figure 7.6), qui est appelé «Jardin» dans la suite du document, a été construit entre 1998 et 2003 et fait partie de la zone régulée. Sa superficie est de 1,9 ha, et il est uniquement composé de 4 parcelles bâties, d'un jardin public appelé le Jardin des Artistes et d'une aire de jeu imperméable. Pour les toitures, seuls les versants dirigés vers le jardin sont recueillis, les autres étant collectés sur un autre bassin versant, ce qui correspond à 1941 m² de toiture en tuiles, 720 m² de toiture en zinc, 473 m² de toiture terrasse et 5141 m² de jardins sur dalle. Le jardin public (en pleine terre) fait 7637 m². Il n'y a aucune voirie circulée, et l'aire de jeu plus les allées piétonnes représentent 3658 m². Le coefficient d'imperméabilisation est de 0,35. L'entretien des espaces verts est limité. Dans le Jardin des Artistes, l'arrosage est automatique et sa programmation dépend de la période. Dans les périodes sèches, il se fait la nuit pendant 10 à 20 minutes sur l'ensemble du jardin. En ce qui concerne les phytosanitaires, la principale zone traitée est la vigne du Jardin des Artistes dont le traitement est interdit à partir du 15 août et jusqu'aux vendanges. Les produits épandus sur les allées du jardin sont principalement un herbicide (glyphosate) et des anti-germinatifs.

L'assainissement est fait par un réseau séparatif strict avec un débit de fuite limité. Le jardin public a été aménagé pour stocker les eaux pluviales du bassin versant dans deux zones inondables enherbées mises en charge par un régulateur à flotteur à 23 l/s. Le bassin amont se vidange dans le deuxième par gravité à l'aide d'une canalisation. Les arrivées d'eau des bâtiments dans les zones de stockage se font en 3 points (figure 7.6), l'aire de jeu arrivant en un 4^e. Le volume de stockage total est de 320 m³ ce qui correspond à un événement de fréquence décennale. Des plantes caractéristiques des zones humides ont été plantées le long du chemin privilégié d'écoulement de l'eau. Il s'agit de massettes à feuilles étroites (*Typha latifolia*), de joncs éparses (*Juncus effusus*) et d'iris jaunes (famille des *Iridaceae*). Le régulateur est suivi par un séparateur à hydrocarbures. L'échantillonnage est fait en aval du régulateur et du séparateur, après une portion rectiligne de canalisation en PVC de 300 mm de diamètre. La figure 7.7 illustre ce stockage.



(a) Toit stockant



(b) Toit stockant



(c) Système de drain du toit



(d) Canalisation de stockage



(e) Régulateur vortex



(f) Parking inondable

FIG. 7.5: Techniques alternatives sur le BV Nord

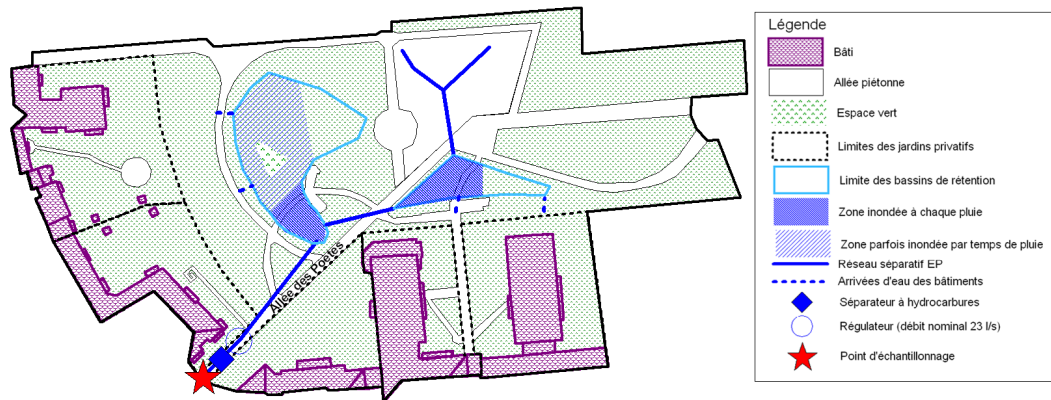


FIG. 7.6: Plan du bassin versant Jardin



(a) Bassin amont



(b) Bassin aval



(c) Bassin aval par temps de pluie



(d) Régulateur à flotteur

FIG. 7.7: Bassins de stockage de Jardin

7.3.3 Sud

Le bassin versant Sud a été construit le dernier construit (entre 2003 et 2006) et a une superficie de 9237 m². Il comporte 5 parcelles bâties. Seuls les versants des toitures (sauf la parcelle 4.3, voir figure 7.8) donnant sur la place sont collectés par ce bassin versant. Cela représente 1556 m² de toiture en tuiles, 963 m² de toiture en zinc, 1015 m² de toiture terrasse. Les jardins sur dalle représentent 1580 m², et les jardins classiques 1613 m². Une impasse circulée de 754 m² conduit à un parking souterrain. Les allées piétonnes représentent 1736 m². Le coefficient d'imperméabilisation du bassin est de 0,65.

Lors de l'aménagement de cette zone, il a été fait le choix d'intégrer la gestion des eaux pluviales très à l'amont en intégrant les techniques alternatives à l'urbanisme. Chaque type de surface est donc géré localement. Un schéma explicatif illustre le fonctionnement hydraulique du bassin versant en figure 7.9. Les eaux du mail piéton (bloc 5) et des versants des toitures des bâtiments qui donnent sur la place (bloc 2) sont stockées dans des noues minérales dont les bords en pente douce et enherbées ralentissent l'arrivée de l'eau et peuvent favoriser son infiltration. Ces deux noues de chaque côté du mail sont chacune réglées par un ajutage à 0,75 l/s. Les versants arrière du toit du bâtiment 1 sont stockés dans une cuve située dans le parking souterrain et qui se vidange par pompage à 3 l/s après dépassement d'un seuil. Les eaux pluviales de la voirie (bloc 7), après passage par un séparateur à hydrocarbures, celles des maisons individuelles (bloc 4), et celles du passage piéton (bloc 6) sont collectées par tuyaux et stockées dans une canalisation de diamètre 300 mm mise en charge par un régulateur de débit nominal 5,6 l/s. Cette canalisation peut déborder dans les noues, puis dans une place engazonnée inondable. Le débit à l'exutoire du bassin versant est donc la somme du débit de la pompe, du débit du régulateur et du débit des ajutages des noues et ne devrait pas dépasser 10 l/s. Le point d'échantillonnage est en aval des trois rejets sur une canalisation rectiligne de diamètre 300 mm.

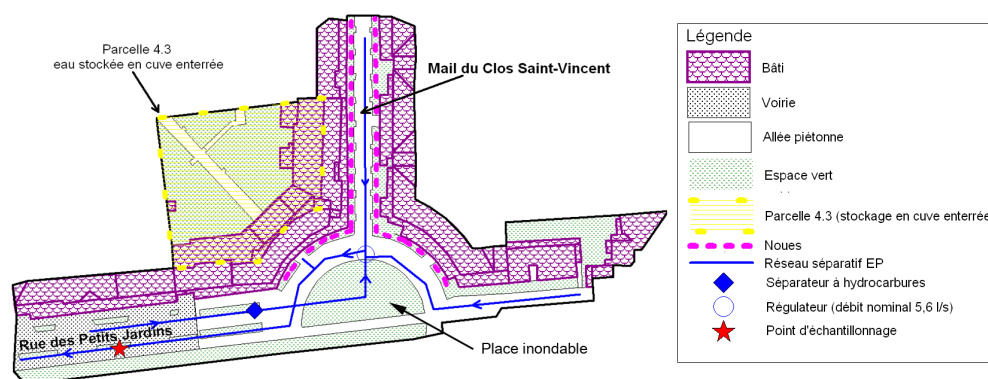


FIG. 7.8: Plan du bassin versant Sud

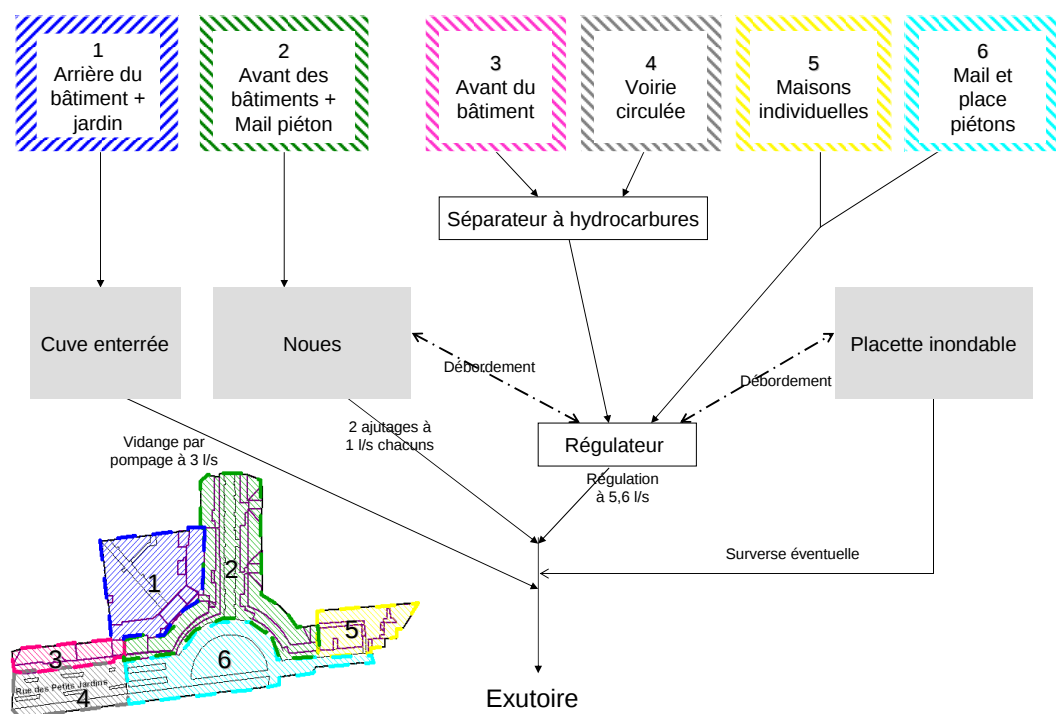


FIG. 7.9: Schéma illustrant le fonctionnement hydraulique du bassin versant Sud

TAB. 7.1: Caractéristiques des bassins versants étudiés

Nom du BV	Surface m ²	Ventilation des surfaces %						Gestion des EP
		T≠ Zn	T Zn	V	P	Jd	J	
Référence	8210	36	7	28	3	25	0	Réseau séparatif classique
Nord	14752	47	2	24	4	18	6	Stockage enterré, toit stockant
Jardin	19586	12	4	0	19	26	39	Jardin inondable
Sud	9237	28	10	18	19	17	17	Placette inondable, noues, cuve enterrée
Parcelle	1288	22	43	0	4	31	0	Réseau séparatif classique
Voirie	311			100				Réseau séparatif classique

T≠ Zn : toit non en zinc ; T Zn : toit en zinc ; V : voirie circulée ;

P : allée piétonne ; Jd : jardin sur dalle ; J : jardin classique.

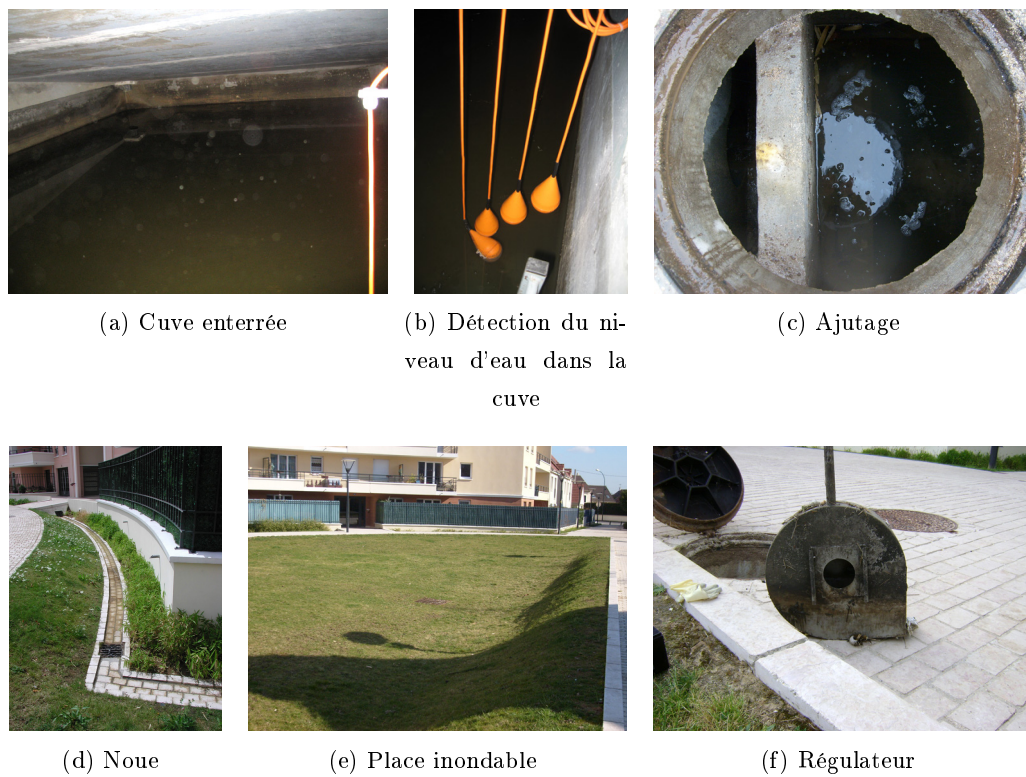


FIG. 7.10: Techniques alternatives sur Sud

Tab. 7.2: Surface et matériaux des éléments singuliers en métal

		Noues	Rives	Cheminiées	Velux	Dessous			Tour	Total
						Lu-	Faitage	Lucarne		
						carres				
Référence		169	320	32	50	41	0	0	0	611
Parcelle		8,8	0	0	36	0	0	0	0	45
Longueurs(m)										
Nord		338	32	53	48	184	109	0	0	764
Jardin		98	34	28	2,6	0	0	0	4,6	167
Sud		23	19	26	3,4	1,6	0	0	37	110
Largeurs*										
Pb		0,08	0,025	0,025	0,2	0,2	0	0	0	
(m ² /m)										
Zn		0	0,08	0,08	0	0	0,2	0,08		
Référence										
Pb		13,5	8,0	0,8	10,0	8,1	-	-	-	40,40
Zn		-	25,61	2,55	-	-	-	-	-	28,16
Parcelle										
Pb		0,70	-	-	7,24	-	-	-	-	7,94
Zn		-	-	-	-	-	-	-	-	-
Surface										
(m ²)										
Nord										
Pb		27,05	0,80	1,32	9,52	36,83	-	-	-	75,52
Zn		-	2,56	4,22	-	-	21,83	-	-	28,61
Jardin										
Pb		-	2,70	2,24	-	-	-	-	0,37	5,30
Zn		-	2,70	2,24	-	-	-	-	0,37	5,30
Sud										
Pb		1,82	0,48	0,66	0,67	0,32	-	-	-	3,95
Zn		-	1,52	2,11	-	-	-	2,93	6,56	

* d'après DTU

Chapitre 8

Équipements mis en place et échantillonnage

8.1 Mesure de la pluie

La pluie est la source d'eau des bassins versants et est donc le paramètre d'entrée des simulations hydrologiques. Le centre culturel Michel Simon (voir sa position figure 7.1) a été choisi comme site d'étude de la pluviométrie. Étant le bâtiment le plus haut de la zone d'étude, il offre un espace dégagé et protégé du vandalisme ; tout en nous en permettant librement l'accès puisqu'il dépend de la mairie.

Un pluviomètre à auget (3029 de chez Alcyr) a été installé (voir photo en figure 8.3 page 111). La surface de son cône de réception est 400 cm^2 et le volume de chaque auget correspond à 8 g d'eau. La précision annoncée est de 4 % à 60 mm/h et de 11 % à 200 mm/h. La mesure faite par le pluviomètre a été vérifiée en récupérant le volume d'eau passé au travers des augets dans un bidon et en le comparant à la hauteur de pluie enregistrée. La variation entre le volume mesuré et le volume recueilli était inférieure à 5,6 %. Le pluviomètre a été étalonné en début et moitié d'étude.

8.2 Mesure du débit

La mesure du débit à l'exutoire de chaque bassin versant est un enjeu important, non seulement pour connaître le fonctionnement hydraulique des bassins versants, mais aussi pour prélever un échantillon représentatif de l'événement pluvieux et estimer les flux de polluants. Cependant les caractéristiques des sites rendent difficiles les mesures débitométriques. Les bassins versants étudiés sont petits (entre 1 et 3 ha), en réseau séparatif, et parfois avec des débits de fuite limités : les hauteurs d'eau et vitesses d'écoulement attendues sont donc faibles. À partir de la formule de Manning-Strickler, les hauteurs et vitesses théoriques maximales ont été estimées en fonction du débit maximal attendu

(débits nominaux des régulateurs pour les sites régulés, et pour différentes périodes de retour sur Référence) et sont données dans le tableau 8.1. De plus, les regards de mesure sont de petite dimension nécessitant du matériel compact et adapté ; et non reliés au réseau d'électricité ce qui fait que tous les appareils installés ont fonctionné sur batteries de voiture (débitmètres et préleveurs).

TAB. 8.1: Hauteurs et vitesses attendues suivant les sites

	Nord	Jardin	Sud	Référence			
				10 ans	1 an	6 mois	1 mois
Q (l/s)	16	23	10	164	64	49	20
h (cm)	12	12	9	33	17	15	9
V (m/s)	0,62	0,86	0,58	1,47	1,22	1,13	0,87

8.2.1 Choix des techniques de mesure

Le choix des techniques de mesure s'est fait sur la base d'une étude bibliographique, d'une comparaison des caractéristiques des appareils commerciaux et après des échanges avec d'autres équipes de recherche, notamment au Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, au Laboratoire Régional de l'Ouest Parisien et au service métrologie de la DEA93.

Le débit d'eau Q d'un écoulement gravitaire à surface libre dépend à la fois de la vitesse moyenne v de l'eau et de sa hauteur h dans une section suivant l'équation 8.1 où S est la section mouillée et U la vitesse d'écoulement. Dans le cas d'une canalisation cylindrique de rayon R , la section mouillée est donnée par l'équation 8.2.

$$Q = S(h) \times U(v) \quad (8.1)$$

$$S(h) = \frac{R^2}{2} \times \left[2 \arccos\left(1 - \frac{h}{R}\right) - \sin\left(2 \arccos\left(1 - \frac{h}{R}\right)\right) \right] \quad (8.2)$$

La mesure du débit nécessite donc la mesure simultanée de ces deux grandeurs. Cependant certains systèmes calibrés permettent de créer un écoulement dont le débit est directement relié à la hauteur d'eau : canaux jaugeurs ou déversoirs. D'après [Bertrand-Krajewski et al. \(2000\)](#) la solution la plus précise dans le cas de petites canalisations avec de faibles hauteurs d'eau est de forcer cette relation hauteur/débit. En réseau d'assainissement, les techniques classiques de mesure de hauteur d'eau sont : les ultrasons (aériens ou immergés), et la mesure de la pression (par bulle à bulle ou piezomètre). La vitesse de l'eau peut être mesurée soit par mesure du temps de transit d'une onde ultrasonore, soit par effet Doppler.

Suivant ces recommandations, et du fait de la lourdeur du génie civil nécessaire à l'installation des canaux jaugeurs, nous avons choisi de mettre en place des déversoirs triangulaires. La mesure de hauteur d'eau a été faite par bulle à bulle car l'utilisation

d'ultrasons n'est pas adaptée à l'environnement encombré de nos regards, et les piézomètres ne sont pas assez sensibles aux petites hauteurs d'eau.

Cependant, lors de la vérification de la faisabilité de cette solution sur le site non régulé, la simulation a montré qu'en cas de pointe de débit, le seuil serait noyé et la canalisation en charge. Le système de mesure ne fonctionnerait alors plus. Pour ce site, nous avons donc dû nous rabattre sur une sonde couplée piézomètre / Doppler puis bulle à bulle / Doppler tout en ayant conscience d'être dans les limites de capacité des appareils.

8.2.2 Matériel mis en place

8.2.2.1 Mesure du débit à l'exutoire de Référence

La mesure du débit à l'exutoire de la référence s'est avérée difficile et l'équipement du site a évolué au cours de l'année 2008. Le tableau 8.2 résume les différents équipements et méthodes de calcul utilisés suivant les périodes.

Le premier équipement était un débitmètre sigma 950 (Hach) avec une sonde combinée qui mesurait la hauteur par piézométrie et la vitesse par effet Doppler. La sonde de mesure de hauteur d'eau ne mesurait pas les hauteurs d'eau inférieures à 1,5 cm et n'était donc pas assez sensible pour mesurer les débuts et fins d'évènement, comme l'illustre la figure 8.1a. D'autre part les vitesses pour des faibles hauteurs d'eau (< 4 cm) étaient parfois mesurées négativement, avec pour conséquence des débits mesurés négativement (voir figure 8.1b). Une restriction de section a été installée le 4 avril 2008 pour augmenter artificiellement la hauteur d'eau. La sensibilité en a été améliorée, mais pas suffisamment.

En mai 2008, suite à une panne de la sonde Doppler, nous avons mis le débitmètre en configuration bulle à bulle et calculé le débit avec une formule de Manning (coefficient de rugosité de Manning à 0,011 et pente à 1 %). Les débits ainsi calculés étaient fortement surestimés, et nous avons remplacé la formule de Manning par une relation hauteur/débit (équation 8.3) extrapolée à partir des données des périodes précédentes (04/04/08-15/05/08). La plage de données pour le calage étant faible, les débits ont été recalculés a posteriori avec une relation mieux calée (voir paragraphe 10.1.2.1).

$$Q = 0,1136 \times h^2 - 0,2618 \times h + 0,0079 \quad (8.3)$$

A partir du 23 mai 2008, la sonde Doppler a été remise en route, et la mesure de la hauteur d'eau par bulle à bulle a été conservée, le débit était calculé suivant les équations 8.1 et 8.2.

Finalement, en juin 2008, une mini sonde de mesure de la vitesse par effet Doppler, spécialement conçue pour les faibles hauteurs d'eau, a été installée pour compléter la mesure de hauteur d'eau pas bulle à bulle. Enfin, un bourrelet a remplacé la restriction de section en juillet 2008 afin que la sonde soit toujours en eau. Ce dernier équipement a été

validé par deux traçages chimiques qui sont décrits dans le paragraphe 11.2.1.1.

En conclusion, nous pouvons considérer deux périodes : la première, du 1/11/08 au 11/06/08, pour lesquelles la dynamique des écoulements n'a pas été bien suivie (début et fins d'événements non mesurés) et la deuxième, du 12/06/08 au 31/08/09 pour lesquelles les données représentent mieux l'écoulement. Ces données brutes ont été validées et retraitées si nécessaire avant l'exploitation suivant un protocole décrit dans le paragraphe 10.1.2.1.

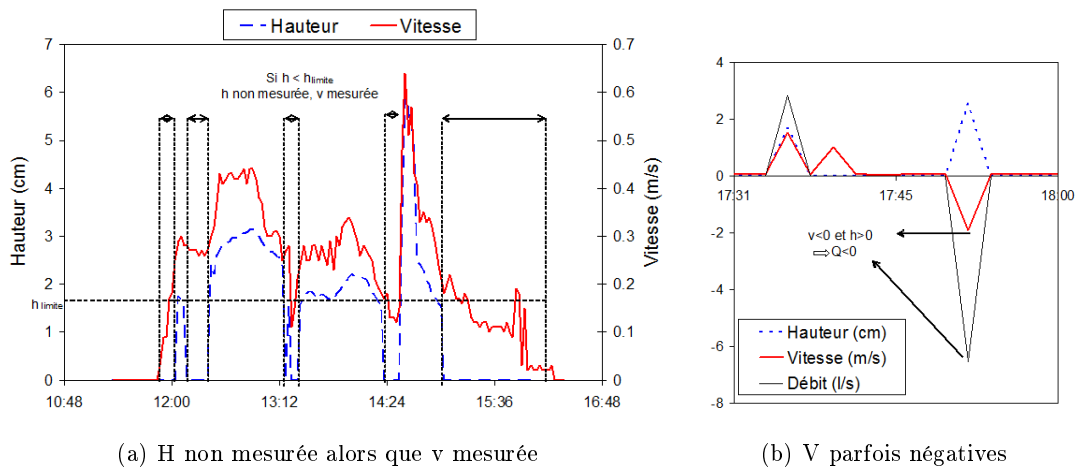


FIG. 8.1: Mise en évidence des problèmes de mesure du débit pour la pluie du 9 mars 2008

TAB. 8.2: Équipements mis en place pour mesurer le débit sur Référence

Période	Équipement	Méthode de calcul du débit	Commentaire
01/11/07 - 15/05/08	Sonde couplée : hauteur d'eau par piézométrie et vitesse par effet Doppler	Eq. 8.1	Pas de mesure pour les faibles hauteurs d'eau
04/04/08	Ajout d'une restriction de section		Sensibilité améliorée
15/05/08 - 23/05/08	Hauteur d'eau par bulle à bulle	Manning puis Eq. 8.3	Surestimation des pics de débit, débits recalculés ensuite
23/05/08 - 11/06/08	Hauteur d'eau par bulle à bulle et vitesse par effet Doppler	Eq. 8.1	
11/06/08 - 31/08/09	Hauteur d'eau par bulle à bulle et vitesse par une mini sonde à effet Doppler	Eq. 8.1	
02/07/08	Restriction de section remplacée par un bourrelet		



FIG. 8.2: Exemple d'un déversoir triangulaire, vue d'en haut

8.2.2.2 Mesure du débit à l'aval des sites régulés

Sur tous les sites régulés, un déversoir triangulaire à 90° (en inox sur une planche en contreplaqué) a été installé au milieu du regard. La hauteur d'eau est mesurée à environ 50 cm en amont du seuil par un débitmètre Sigma 950 (Hach) équipé d'un bulle à bulle. L'installation des déversoirs a été faite en cherchant à respecter la norme française NFX 10-311 qui impose un régime fluvial à surface libre en amont, et un régime dénoyé à l'aval. La hauteur d'eau zéro est réglée par temps sec lorsque le volume mort en amont du seuil est rempli. La hauteur d'eau mesurée correspond alors à la hauteur d'eau qui passe au dessus de la pelle. Le zéro a été vérifié à chaque visite et éventuellement recalé. Un exemple de seuil est montré sur la figure 8.2.

8.2.2.3 Mesure du débit à l'aval de l'avaloir de chaussées

Etant donnée la faible surface de captation du bassin versant (311 m^2), les débits en ce point étaient trop faibles pour une bonne mesure de la vitesse de l'eau. Un débitmètre ISCO 4230 équipé d'un manchon déversoir a donc été mis en place. Ce système de manchon a été calibré sur banc d'essai par le fabricant pour relier le débit d'eau à la mesure de hauteur d'eau (par bulle à bulle) en amont d'un seuil triangulaire, même en cas de mise en charge. La courbe $Q=f(h)$ proposée par le fabricant n'était pas en accord avec la calibration que nous avons faite en laboratoire pour les petites valeurs de débit et a donc été corrigée.

Lors de l'exploitation de ces données, nous nous sommes rendus compte qu'elles donnaient lieu à des coefficients de ruissellement extrêmement variables (0,1 - 1). Nous avons supposé que suivant les événements, ce n'était pas la même fraction de l'eau ruisselée qui entrait dans l'avaloir de chaussée. En effet celui-ci est situé parallèlement à la route qui est en pente, et des voitures peuvent s'y garer et faire obstacle à l'eau. Ces données n'ont donc pas servi pour les modélisations hydrauliques.

8.3 Méthodes d'échantillonnage

8.3.1 Collecteur de retombées atmosphériques

La plupart des études sur les retombées atmosphériques s'intéressent à la mesure d'un flux et ont donc étudié les retombées en continu sur une période donnée, d'une semaine à un mois en général (Azimi *et al.*, 2005; Blanchard *et al.*, 2006; Tasdemir & Esen, 2007). Ces longues périodes d'échantillonnage ne sont pas compatibles avec les caractéristiques semi-volatiles et photosensibles des micropolluants organiques étudiés. De plus, nous nous intéressons au compartiment atmosphérique comme une des voies d'introduction potentielles de la contamination mesurée à l'aval. La proportion de polluants provenant de l'atmosphère doit donc être connue à l'échelle de l'événement pluvieux étudié. Le système mis en place vise donc à collecter les retombées atmosphériques totales (sèches et humides) sur la même période que les événements pluvieux échantillonnés dans le réseau.

Un entonnoir pyramidal en acier inoxydable, de surface 1 m² est relié soit à un flacon en verre brun de 20 l pour l'analyse des molécules organiques soit à un flacon en plastique de 25 l pour l'analyse des métaux traces (voir figure 8.3). Le flacon est mis en place juste avant la pluie à échantillonner et récupéré immédiatement après, permettant d'échantillonner les retombées sèches accumulées sur l'entonnoir pendant le temps sec et les retombées humides pendant la pluie. D'autre part l'échantillon est collecté au maximum le lendemain de la pluie, ce qui permet d'éviter la dégradation, l'évaporation ou la modification de la spéciation des molécules.

La grande surface de captation du système permet d'avoir un volume d'échantillon suffisant pour les analyses, même pour des événements faibles (par exemple, une pluie de 5 mm fournit 5 l d'échantillon soit environ 60 mg de MES en considérant une teneur de 12 mg/l en MES, ce qui est le minimum nécessaire pour nos analyses de micropolluants organiques).

8.3.2 Échantillonnage d'eau dans le réseau

Les échantillonnages d'eau dans le réseau pluvial sont faits par des préleveurs automatiques Bühler 1029 (de chez Hach Lange) contenant 24 flacons de 850 ml en verre pour l'analyse des organiques ou un mono flacon plastique de 20 l pour les métaux. Le tuyau de prélèvement d'origine (en PVC) a été remplacé par un tuyau dont l'intérieur est téfloné afin d'éviter les adsorptions des molécules organiques (diamètre intérieur : 12,8 mm). Les préleveurs sont asservis au débit, c'est-à-dire qu'un échantillon moyen proportionnel au volume d'eau de l'événement pluvieux est collecté. Le choix du pas de volume de prélèvement s'est fait suivant le meilleur compromis entre :

- un volume suffisant pour l'analyse d'une pluie de période de retour 1 mois,



(a) Pluviomètre



(b) Collecteur en configuration organiques



(c) Collecteur en configuration métaux

FIG. 8.3: Équipement mis en place pour étudier le compartiment atmosphérique

- un nombre de flacons suffisant pour récupérer tout le volume d'un événement de période de retour 1 an.

La récupération des échantillons est faite au maximum 24 heures après la pluie pour la conservation des molécules d'intérêt et de leur spéciation. Après récupération, tous les flacons ont été mélangés afin d'obtenir l'échantillon moyen et homogénéisé à l'aide d'une pelle en teflon avant d'être sous échantillonné pour les différentes analyses (paramètres globaux d'une part, et micropolluants d'autre part).

Dans le cas des sites sur lesquels un seuil est installé, l'extrémité des tuyaux de prélèvement a été surélevée à l'aide d'un plot afin de ne pas prélever dans le volume mort, mais bien dans l'écoulement.

8.3.3 Échantillonnage de dépôts, sols et plantes

Le but de ces échantillonnages est d'évaluer la formation et la qualité des stocks dus à l'utilisation des techniques alternatives. D'une part afin de mieux comprendre le devenir des micropolluants au cours de leur transfert, et d'autre part afin d'élaborer la meilleure stratégie de récupération et de traitement de ces déchets. Les sites d'échantillonnage ont été choisis à partir de la visite des différentes zones de stockage de l'eau dans les techniques alternatives, et de la taille des stocks observés.

Tous les échantillons ont été congelés immédiatement après leur collecte avant lyophilisation.

8.3.3.1 Nord

Ce site présente deux types de techniques alternatives : un toit stockant et une canalisation surdimensionnée. Le toit stockant ayant été refait entre septembre 2006 et mai 2007, il n'a pas paru judicieux de l'échantillonner puisque les effets auraient été peu visibles. La canalisation de stockage comportait un dépôt assez important sur toute la longueur (environ 10 cm) que nous avons échantillonné. Pour cela, la canalisation a été séparée en 4 zones suivant les arrivées d'eau dans la canalisation et l'aspect visuel des dépôts. Ces arrivées et les limites des zones sont données en figure 8.4.

Deux campagnes d'échantillonnage ont été effectuées. La première en octobre 2007 au début de l'étude et la deuxième en avril 2009 en fin d'étude. Dans chacune des 4 zones définies, un échantillon a été prélevé tous les 1,5 m sur toute la largeur du dépôt. Tous les échantillons ont été mélangés, homogénéisés et un sous échantillon a été prélevé. Lors de la première campagne, deux sous échantillons ont été prélevés pour évaluer la représentativité de notre sous échantillonnage. Le coefficient de variation entre les deux sous échantillons varie entre 3 % et 22 % pour les micropolluants organiques ce qui a validé le sous échantillonnage.

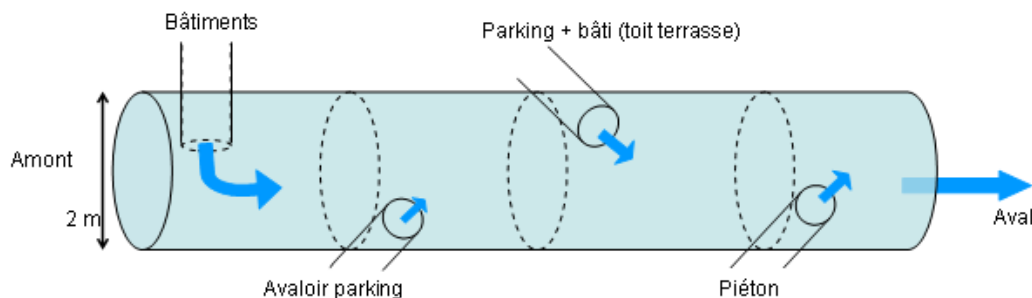


FIG. 8.4: Description des 4 zones d'échantillonnage de la canalisation de stockage de Nord

8.3.3.2 Jardin

D'après la topographie du jardin, décrite par les plans de projet, et les visites sur site par temps de pluie, nous avons pu distinguer 3 types d'aire dans les 2 bassins de stockage : une zone inondée à chaque pluie qui ne se vidange jamais complètement, une zone parfois inondée lorsque l'événement est important, et une zone jamais inondée pour les événements relativement fréquents que nous avons observés (voir figure 7.6). Chaque zone a été échantillonnée en distinguant les 5 premiers centimètres de surface et les 15 cm en profondeur afin d'évaluer la contamination en surface. Le sol étant très argileux l'infiltration est supposée faible.

Les plantes caractéristiques des zones humides plantées le long du chemin privilégié de l'eau ont été échantillonnées dans les compartiments aérien et souterrain. La partie aérienne du gazon n'a pas été analysée car c'est une plante à croissance rapide, tondue régulièrement, et qui n'a donc pas beaucoup de temps pour accumuler la contamination ; cependant ses racines ont été prises en compte dans les 5 cm supérieurs du sol.

L'échantillonnage du sol et des plantes du jardin a été effectué en avril et mai 2009. Afin de collecter un échantillon représentatif, nous avons divisé chacune des 4 zones avec un maillage de largeur 7 m. À l'aide d'une tarière, une carotte de sol a été prélevée au centre de chacune des mailles. La couche supérieure de gazon a été coupée de la carotte, et la terre a été séparée entre les premiers 5 cm et les 15 cm de profondeur. Les échantillons de sol d'une même zone et d'une même profondeur ont été mélangés et sous échantillonnés par quartage : l'échantillon est étalé puis coupé en 4. Deux triangles opposés sont éliminés, le sol restant homogénéisé, et le quartage est recommencé jusqu'à obtenir la quantité de sol souhaitée. Les photos de la figure 8.5 illustrent cet échantillonnage.

Trois types de plantes ont été prélevés : des massettes, des joncs et des iris. Pour chaque plante les racines (ou rhizomes pour les iris) ont été déterrées, rincées de la terre et lyophilisées. Les tiges et feuilles ont été cueillies et lavées avant lyophilisation.



(a) Carotte prélevée par une tarière



(b) Quartage

FIG. 8.5: Illustrations de l'échantillonnage dans le jardin

8.3.3.3 Sud

La cuve de stockage du bâtiment a été visitée et aucun dépôt n'a été observé. Les noues de stockage présentaient de petits dépôts de terre, mais peu importants : il a été supposé qu'ils étaient lessivés à chaque nouvelle pluie et du fait de leur modicité, ils n'ont pas été échantillonnés. Un dépôt faible, d'une dizaine de centimètres, a été observé dans la canalisation en amont du régulateur et a été collecté. La place n'ayant jamais été inondée, elle n'a pas été échantillonnée. Le dépôt de Sud a été échantillonné en mai 2009 à l'aide d'une pelle, homogénéisé et sous échantillonné.

8.3.3.4 Échantillonnage dans les séparateurs à hydrocarbures

Un séparateur à hydrocarbures (HC) est un appareil destiné à piéger les hydrocarbures en suspension dans les eaux de ruissellement. Dans ces séparateurs déshuileurs, les liquides non miscibles et plus légers que l'eau tendent à remonter à la surface. Le but est de tranquilliser le flux pour permettre l'ascension des gouttes d'hydrocarbures. Ces dernières sont ensuite retenues en sortie par une cloison siphonide qui sert de piège à flottants. Le séparateur est précédé d'un compartiment de débouage et dessablage, permettant la décantation des particules les plus grossières et protégeant ainsi le séparateur.

Ils sont curés une fois par an (en juillet) par la mairie de Noisy-le-Grand, qui sous-traite cette opération à une entreprise privée. Des cureuses aspirent l'eau et les dépôts contenus dans les deux chambres des séparateurs. Les boues de curage et hydrocarbures récupérés, impropres à l'épandage, sont stockés dans des citernes, envoyés dans des centres de traitements des déchets industriels puis mis en décharge ou incinérés.

Tous les séparateurs à HC ont été échantillonnés en octobre 2007 et en avril 2009. Aucun des séparateurs ne présentaient beaucoup de dépôts, ce qui est en accord avec le fait que les eaux pluviales des sites sont peu chargées.

Sur Nord, un fond de boue noirâtre (quelques cm) a été observé. Sur Jardin, le séparateur présentait un faible dépôt sableux et terreux. Sur Sud, un léger dépôt (environ 4 cm) contenant de nombreux débris (végétaux et minéraux) était piégé au fond du débourbeur.

Les dépôts étant très liquides et peu importants, il a été difficile de les collecter. Lors de la première campagne, un récipient a été attaché à une longue tige afin de les récupérer. Pour la deuxième campagne, une pompe a été utilisée. La boue a été centrifugée et sous échantillonnée après homogénéisation.

Chapitre 9

Protocoles et méthodes analytiques

Ce chapitre présente les protocoles utilisés pour l'analyse des paramètres suivant :

- paramètres globaux : pH, turbidité, MES, matière organique
- micropolluants organiques : hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), polychlorobiphényles (PCB) et alkylphénols (AP)
- métaux traces : cuivre, plomb et zinc.

Toutes les analyses ont été effectuées sur l'échantillon moyen en distinguant les événements «organiques» (flaconnage en verre), des événements «métaux» (flaconnage en plastique). Les méthodes d'analyse sont basées sur la distinction des fractions dissoutes et particulaires (limite fixée à 0,45 μm) afin d'obtenir des informations sur la spéciation des molécules.

Les analyses des paramètres globaux ont été effectuées en routine au Leesu (Mohammed Saad, Florent Leroy, Adèle Bressy). Les protocoles ont été validés dans des travaux précédents ([Gromaire, 1998](#); [Kafi-Benyahia, 2006](#)). Les analyses des micropolluants organiques ont été réalisées au Leesu (Adèle Bressy) après développement des protocoles d'analyse avec l'aide de l'ingénieur de recherche Catherine Lorgeoux, et en adaptant des protocoles déjà développés, notamment au cours de la thèse de [Jung \(2009\)](#). Les analyses de métaux traces ont été effectuées par l'ingénieur Mohammed Saad.

9.1 Mesure des paramètres globaux

Le *pH* et la *conductivité* sont mesurés par un Multi340i de chez WTW.

La *turbidité* est mesurée avec un 2100P turbidimeter de chez Hach, par néphélométrie.

Les *matières en suspension (MES)* sont séparées par filtration sous vide sur un filtre Whatmann GF/F en fibre de verre de porosité 0,7 μm , préalablement lavé et grillé. Il a été vérifié dans des études précédentes que le seuil de séparation des filtres en fibre de verre 0,7 μm était le même que pour des filtres en polymère de nitrate de cellulose de porosité 0,45 μm . Puis les filtres sont séchés à l'étuve à 60°C pendant 48 h, il a également été vérifié que ce séchage est équivalent aux conditions normées (105°C pendant 1h30) ([Saad et al.,](#)

1996). Cette analyse a été faite en triplicat sur la plupart des échantillons.

La *demande chimique en oxygène (DCO)* est mesurée par dosage redox en retour de la matière organique par du bichromate de potassium. 2 ml d'échantillon sont ajoutés à des tubes commerciaux (Hach), chauffés à 150°C pendant 2 h. Le bichromate en excès est dosé à l'aide d'un spectrophotomètre UV/visible (Lambda 11 PERKIN-ELMER) par étalonnage externe. La DCO (dissoute et particulaire) a été mesurée en triplicat sur la plupart des échantillons.

Le *carbone organique dissous (COD) et particulaire (COP)* est déterminé par dosage du dioxyde de carbone émis lors de l'oxydation chimique et thermique de la matière organique. Pour le COD, 38 ml d'échantillon filtré sont acidifiés par 2 ml d'acide orthophosphorique, puis oxydés par du persulfate de sodium en excès et chauffés à 100°C. Les filtres contenant l'échantillon solide sont séchés à l'étuve à 60°C, pesés, acidifiés par de l'acide chlorhydrique à 3 % et calcinés à 1000°C. Le CO₂ émis est quantifié par spectrométrie à infrarouge (Analyseur de Carbone O.I. Analytical). Le COD a été effectué en duplicat. Le COP était mesuré sur un seul échantillon, et repassé uniquement en cas de doute sur l'analyse (mauvais fonctionnement de l'appareil par exemple).

9.2 Protocole d'analyse des contaminants organiques

Un protocole a été développé pour extraire simultanément les 3 familles de contaminants organiques (HAP, PCB et AP) sur un même échantillon, ce qui permet un gain de temps et un gain sur la quantité d'échantillon nécessaire. Cette méthode est basée sur l'analyse séparée des fractions dissoutes et particulaires, permettant une meilleure extraction et donnant des informations intéressantes sur la spéciation des molécules (Coquery *et al.*, 2005; Zgheib *et al.*, 2008). La quantification est faite par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (CPG/SM) par étalonnage interne. Les différentes étapes du protocole sont données par la figure 9.1 et décrites dans les paragraphes qui suivent.

Au début de ce travail, seules les analyses des HAP et des PCB dans les sédiments et l'analyse des HAP dans différentes fractions dissoutes (eaux usées et eaux de surface) avaient été développées (Tusseau-Vuillemin *et al.*, 2007; Jung, 2009). Nous avons donc dû développer la méthode de quantification en CPG/SM pour les AP, optimiser la méthode d'extraction des PCB, HAP et AP dans la fraction dissoute, vérifier l'extraction des AP dans la fraction particulaire, et enfin valider l'étape de purification pour les 3 familles de contaminants. Les étapes de développement sont très succinctement décrites dans les paragraphes suivants.

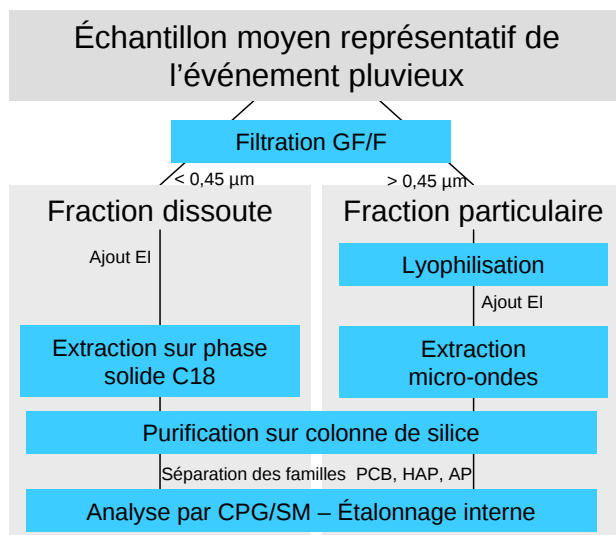


FIG. 9.1: Différentes étapes du protocole d'analyse des substances organiques

9.2.1 Précautions de manipulations, solvants et étalons

Les molécules étudiées étant à l'état de trace, photosensibles et s'adsorbant facilement sur les parois des contenants, des précautions de manipulation sont prises. La vaisselle en verre, de préférence brune, est trempée 24h au détergent (TFD 4, environ 5 %), rincée à l'eau osmosée (Millipore) et grillée au four à 500°C pendant 2h. Les échantillons sont conservés à l'abri de l'air et de la lumière.

Tous les solvants utilisés sont de qualité chromatographique : le dichlorométhane et le méthanol sont de qualité Suprasolv (Merck VWR), l'heptane est de qualité Picograde (LGC Promochem), et l'acétate d'éthyle est de qualité Pestanal (Riedel-de-Haën).

Les étalons utilisés pour les gammes d'étalonnage sont :

- pour les HAP : naphthalène, acénaphthène, acénaphthylène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène, indéno(1,2,3)pyrène, dibenzo(a,h)anthracène, benzo(g,h,i)pérylène (SV Mix 5, Restek)
- pour les AP : para-tert-octylphenol (Dr Ehrenstorfer) et 4-nonylphenol ramifiés (Pestanal, Riedel de Haen)
- pour les PCB : PCB18, PCB31, PCB28, PCB20, PCB52, PCB44, PCB101, PCB149, PCB118, PCB153, PCB105, PCB138, PCB180, PCB170, PCB194 (NE-USL 100, LGC Promochem).

Les étalons internes (EI) utilisés sont les suivants :

- pour les HAP : naphthalène D8, acénaphthène D10, phénanthrène D10, chrysène D12, pyrène D12, pérylène D12 (Mix 13, Dr. Ehrenstorfer)
- pour les AP : 4-n-octylphenol-D11, 4-n-nonylphenol-D4 (CDN Isotopes)
- pour les PCB : PCB 36, PCB 112, PCB 209 (Ultra Scientific - RPC-060S, LGC)

Promochem)

9.2.2 Filtration des échantillons

Les échantillons d'eau sont filtrés sous vide sur des filtres en fibre de verre (GFD de porosité 2,7 μm puis GFF de porosité 0,7 μm , Whatman) pré grillés et pré pesés. Il a été vérifié que cette séparation équivalait à la séparation classique dissous/particulaire à 0,45 μm . Les échantillons sont filtrés le jour de l'échantillonnage pour limiter la dégradation de la matière organique et une évolution de la spéciation des micropolluants.

9.2.3 Extraction des molécules contenues dans la fraction dissoute

L'extraction des molécules dissoutes a été développée sur phase solide (SPE). Cette technique, comparée à l'extraction liquide/liquide, permet de diminuer les volumes de solvants toxiques et coûteux utilisés. L'extraction des HAP et PCB dans la fraction dissoute par SPE a été développée et validée sur eaux de rivière par Catherine Lorgeoux ([Tusseau-Vuillemin *et al.*, 2007](#)). Le protocole a été adapté de celui-ci.

9.2.3.1 Étapes de développement

Le protocole d'extraction a été développé sur de l'eau MilliQ dopée en HAP, PCB et NP, puis validée sur de l'eau de ruissellement extraite en triplicat. Nous avons essayé de séparer les trois familles pendant cette étape pour éviter l'étape de purification. Mais les cartouches d'extraction ne se sont pas avérées assez sélectives.

Une deuxième élution des cartouches a été effectuée pour vérifier que tous les contaminants étaient élués. Moins de 5 % des contaminants ont été retrouvés dans la deuxième élution.

9.2.3.2 Protocole en routine

La fraction dissoute, à laquelle les EI ont été rajoutés juste après la filtration, est extraite sur phase solide au maximum 48 h après l'événement pluvieux sur des cartouches C18 (2g, Macherey Nagel). Un délai d'au moins 2 h entre l'ajout des EI et l'extraction est respecté afin que les EI s'équilibrent avec la matière organique dissoute. 2,5 l d'échantillons maximum sont extraits sur chaque cartouche.

Les cartouches sont conditionnées par 8 ml de méthanol, puis 8 ml d'eau Milli Q sous pression atmosphérique. L'échantillon est ensuite percolé sous 3.10^4 à 4.10^4 Pa. La cartouche est alors rincée avec 0,8 ml de méthanol sous pression atmosphérique, séchée sous vide et éluee par 12 ml d'un mélange dichlorométhane / acétate d'éthyle (80/20 v/v).

Après évaporation à sec sous flux d'azote, l'échantillon est repris dans 300 μl d'heptane avant purification.

9.2.4 Extraction des molécules liées aux particules

9.2.4.1 Étapes de validation

Le protocole d'extraction par micro-ondes des PCB et HAP dans les particules était déjà développé et validé au Leesu. Ce même protocole a été utilisé pour les AP et a été validé sur des sédiments en triplicat sur 2 masses (100 mg et 500 mg) et en extrayant successivement deux fois le même échantillon. En effet aucun sédiment certifié n'est commercialisé pour les AP, donc les seuls paramètres vérifiables sont la répétabilité par le triplicat, et la deuxième extraction pour vérifier que le maximum de molécules est extrait. Seulement 0 à 13 % des AP sont retrouvés dans la deuxième extraction (médiane sur 6 tests : 5 %) prouvant l'efficacité de l'extraction. La répétabilité sur les 6 extractions est de 18 % pour l'octylphénol et 14 % pour le nonylphénol. Pas d'influence de la masse extraite n'a été observée.

9.2.4.2 Protocole en routine

La fraction particulaire est congelée puis lyophilisée pendant 24h (Alpha 1-2 LD Plus, Bioblock Scientific) et extraite par micro-ondes à bombes ouvertes Soxwave 3,6M (Prolabo). Entre 20 et 500 mg (suivant la quantité des MES) sont introduits dans les matras avec les EI et un mélange dichlorométhane / méthanol (87,5/12,5 v/v), et extraits pendant 10 minutes à une puissance de 50 Watt sous agitation. L'extrait est ensuite filtré sur laine de quartz et concentré par évaporation rotative sous vide jusqu'à environ 2 ml. Après évaporation à sec sous flux d'azote, l'échantillon est repris dans 300 μ l d'heptane pour être purifié.

9.2.5 Purification des extraits

L'étape de purification permet de séparer les composés d'intérêt des autres substances présentes dans la matrice et qui sont susceptibles de perturber l'analyse (matière organique, graisses...). Dans notre cas, l'objectif était également de séparer les trois familles de micropolluants qui ne sont pas analysées avec la même méthode chromatographique du fait de leurs gammes de concentrations différentes.

[Jung \(2009\)](#) avait optimisé la séparation entre PCB et HAP. Nous avons complété ce protocole pour les AP.

9.2.5.1 Étapes de développement

La purification est basée sur l'affinité des molécules d'intérêt pour les phases stationnaire et mobile. La phase stationnaire utilisée dans l'ancien protocole était de la silice activée, et n'a pas été modifiée. L'affinité des molécules pour la silice croît suivant : PCB < HAP < AP.

Les PCB seront donc élués en premier avec un solvant peu polaire, puis les HAP, et enfin les AP avec des solvants plus polaires.

Le protocole développé par Jung (2009) utilisait 15 ml d'un mélange heptane / dichlorométhane 98/2 (v/v) pour la fraction PCB, et 10 ml d'un mélange heptane / dichlorométhane 80/20 (v/v) pour les HAP.

Le développement de la purification a été fait en deux temps. Le solvant d'élution des AP a tout d'abord été choisi en utilisant de l'eau MilliQ dopée. Puis la méthode a été testée sur de la matrice réelle ; une mauvaise séparation PCB/HAP a été alors mise en évidence qui a nécessité un nouvel ajustement.

Choix du solvant d'élution des AP Pour tester l'élution de la fraction AP, de l'eau MilliQ a été dopée en PCB, HAP et AP à des teneurs appartenant à la gamme classique trouvée dans les eaux pluviales. Les solvants d'élution des PCB et HAP n'ont pas été changés par rapport à Jung (2009). Celui des AP a été optimisé en faisant varier sa polarité et en comparant (en aire) les quantités ajoutées à l'eau et récupérées après purification. Le tableau 9.1 résume les différentes conditions testées et le rendement.

Le mélange heptane/dichlorométhane n'est pas assez polaire pour éluer les AP avec 10 ml de solvant. L'utilisation de l'acétate d'éthyle au lieu du dichlorométhane a amélioré l'efficacité de l'élution. Le mélange heptane/acétate d'éthyle 80/20 a été choisi.

TAB. 9.1: Solvants testés pour l'optimisation de la purification des AP

Solvant testé pour la fraction AP	Pourcentage récupéré (en aire)
Heptane/Dichlorométhane 50/50	< 10 %
Heptane/Acétate d'éthyle 50/50	59 - 101 %
Heptane/Acétate d'éthyle 80/20	91 - 104 %

Test sur une matrice réelle et optimisation de la séparation PCB/HAP Ce protocole appliqué à des échantillons de matières en suspension d'eaux pluviales a montré que les HAP légers (jusqu'au pyrène) passaient dans la fraction PCB. Différents solvants ont donc été testés sur ces échantillons réels pour optimiser la séparation PCB/HAP. Pour chacun la fraction PCB, élue par 15 ml de solvant, a été analysée avec la méthode HAP et la fraction HAP, élue ensuite par 10 ml d'heptane/dichlorométhane 80/20 (v/v), a été analysé avec la méthode PCB. Le tableau 9.2 donne les caractéristiques des solvants testés et la proportion de HAP dans la fraction PCB (par rapport aux HAP totaux) ainsi que celle des PCB dans la fraction HAP.

En abaissant la polarité du solvant d'élution jusqu'à de l'heptane pur, nous avons pu limiter l'élution des HAP dans la première fraction tout en évitant la rétention des PCB.

15 ml d'heptane pur a donc été choisi comme solvant pour l'élution des PCB.

TAB. 9.2: Solvants testés pour l'optimisation de la purification des PCB

Solvant testé pour la fraction PCB	Pourcentage de HAP dans la fraction PCB	Pourcentage de PCB dans la fraction HAP
Heptane/Dichlorométhane 98/2	19-45 %	< 1 %
Heptane/Dichlorométhane 100/1	2-31 %	< 1 %
Heptane	< 1 %	< 1 %

9.2.5.2 Protocole en routine

Une colonne est préparée dans une pipette en verre de 5 ml grillée : 2,1 g de silice activée (à 100°C pendant 24 h) sont placés entre deux morceaux de laine de quartz. La colonne est conditionnée par 4 ml d'heptane, l'échantillon est déposé, puis élué avec 15 ml d'heptane pour la fraction PCB, 10 ml d'un mélange heptane / dichlorométhane 80/20 (v/v) pour la fraction HAP et 10 ml d'un mélange heptane / acétate d'éthyle 80/20 (v/v) pour la fraction AP.

La fraction PCB est ensuite purifiée au cuivre activé avant de pouvoir être analysée. En effet le soufre présent dans les échantillons interfère avec les PCB légers (ion 256) (Jung, 2009). La fraction PCB est évaporée sous flux d'azote jusqu'à environ 200 μ l, puis vortexée avec une pointe de spatule de cuivre activé. Le cuivre activé est préparé à partir de cuivre en poudre auquel on ajoute 10 ml d'acide chlorhydrique à 1 mol/l. Après agitation, le cuivre est décanté, l'acide est jeté, et le cuivre est rincé par de l'eau MilliQ jusqu'à atteindre la neutralité des eaux de lavage. Enfin le cuivre est rincé avec deux fois 10 ml d'acétone, puis deux fois 10 ml d'heptane, et est conservé au réfrigérateur.

Chaque fraction est évaporée à sec sous azote, puis reprise dans l'heptane avant l'analyse.

9.2.6 Quantification par CPG/SM

Chaque famille de substances est analysée séparément avec une méthode analytique adaptée. La séparation et la quantification des molécules sont faites par chromatographie en phase gazeuse (CPG) couplée à un spectromètre de masse (SM) (Focus DSQ, Thermo Fisher Scientific).

La colonne capillaire utilisée pour la chromatographie est une RXI-5Sil MS (60 m de longueur ; 0,25 mm de diamètre intérieur ; 0,25 μ m d'épaisseur de film) et le gaz vecteur est l'hélium. Pour la détection par spectrométrie de masse, l'ionisation est faite par impact électronique et le détecteur est un simple quadripôle. Les échantillons sont analysés en mode SIM (Selected Ion Monitoring) c'est-à-dire que la gamme de masse balayée dans le

temps est adaptée aux temps de rétention des composés. Ce mode permet de ne détecter que les ions d'intérêt ce qui diminue le bruit de fond engendré par d'autres ions et augmente donc la sensibilité de l'appareil. Les rapports m/z caractéristiques de chaque molécule sont donnés dans le tableau 9.3.

La quantification est faite par étalonnage interne. Les aires des pics des molécules sont comparées à l'aire de l'EI mis en concentration connue au début de la procédure d'extraction ; ce qui permet de corriger les pertes lors des différentes étapes du protocole et de s'affranchir de l'effet de la matrice sur la réponse du spectromètre de masse.

Des blancs sont passés à chaque séquence analytique afin de vérifier une éventuelle contamination de l'appareil ou des solvants. La gamme d'étalonnage est re préparée à chaque changement d'étalon interne, et à chaque nettoyage de l'appareil (soit environ une fois tous les 15 jours). Pour vérifier que la réponse de l'appareil n'a pas évolué et que la même gamme peut être utilisée, un contrôle bas (dans la gamme basse des concentrations) et un contrôle haut (dans la gamme haute des concentrations) sont passés tous les 10 échantillons environ ; un écart maximal de 20 % de la valeur théorique est accepté. L'aire de l'étalon interne, mis au début du protocole analytique, est vérifiée à chaque analyse et doit correspondre au minimum à 60 % de l'aire de l'EI dans les contrôles. Seules les concentrations mesurées au dessus de la limite de quantification sont acceptées. Un suivi de matériau certifié a été fait régulièrement au cours de la thèse, et par chaque expérimentateur. Les résultats de ce suivi sont donnés dans le paragraphe 11.1.1 traitant de l'incertitude analytique.

La validation de la quantification des HAP et PCB a été faite lors de la thèse de Jung (2009). Il est à noter que le PCB18, le naphthalène, l'acénaphthylène et l'acénaphtène sont trop volatiles pour être correctement quantifiés avec notre protocole et ne seront pas étudiés. Pour la quantification des AP, la stabilité des ions fils utilisés et la linéarité des réponses entre étalons et étalons internes ont été vérifiées au cours de ce travail. L'évaluation des performances de la méthode analytique pour chaque famille a été faite en accord avec la norme XP T-90-210 (1999), sur 5 répétabilités de gamme effectuées à différentes périodes de l'année et par des utilisateurs différents. La linéarité du modèle de régression a été validée sur notre gamme d'étalonnage avec un test de Cochran acceptable à 99 %. Les limites de détection (LD) et de quantification (LQ) théoriques (hors effet de matrice) ont été déterminées suivant la norme et sont données dans le tableau 9.3. Pour les PCB, les LQ varient entre 0,2 et 0,4 $\mu\text{g/l}$ dans la fraction dissoute (pour 2 l extraits) et entre 4 et 9 ng/g dans la fraction particulaire (pour 100 mg extraits). Ces limites sont comparables à celles d'autres laboratoires de recherche (en ramenant aux mêmes quantités extraites) (Motelay-Massei, 2004; Rossi *et al.*, 2004; Blanchard *et al.*, 2006) et sont basses par rapport aux limites des laboratoires prestataires (d'un facteur 100 par rapport à Zgheib (2009)).

9.2 Protocole d'analyse des contaminants organiques

TAB. 9.3: Ions spécifiques, étalons internes, limites de détection (LD) et de quantification (LQ)

Molécules	Ions spécifiques (Da)	EI	Ions spécifiques (Da)	LD (ng injecté)	LQ (ng injecté)	LQ* (ng/l)	LQ** (ng/g)
PCB31	256	PCB36	256	0,006	0,009	0,18	4,5
PCB28	256			0,005	0,008	0,16	4
PCB20	256			0,005	0,007	0,14	3,5
PCB52	292			0,007	0,021	0,42	10
PCB44	292			0,006	0,008	0,16	4
PCB101	326	PCB112	326	0,006	0,008	0,16	4
PCB149	360			0,006	0,008	0,16	4
PCB118	326			0,005	0,008	0,16	4
PCB153	360			0,006	0,01	0,2	5
PCB105	326			0,006	0,008	0,16	4
PCB138	360			0,006	0,008	0,16	4
PCB180	394			0,006	0,008	0,16	4
PCB170	394	PCB209	498	0,006	0,009	0,18	4,5
PCB194	430			0,007	0,019	0,38	9,5
Fluorene	166	Phenanthrene	188	0,01	0,04	0,8	20
Phenanthrene	178	D10		0,01	0,02	0,4	10
Anthracene	178	Pyrene D12	212	0,02	0,04	0,8	20
Fluoranthene	202			0,02	0,06	1,2	30
Pyrene	202			0,02	0,07	1,4	35
Benzo(a) anthracene	228	Chrysene D12	240	0,01	0,03	0,6	15
Chrysene	228			0,01	0,02	0,4	10
Benzo(b) fluoranthene	252	Perylene D12	264	0,01	0,02	0,4	10
Benzo(k) fluoranthene	252			0,01	0,02	0,4	10
Benzo(a) pyrene	252			0,01	0,02	0,4	10
Indeno(123) pyrene	276			0,01	0,03	0,6	15
Dibenzo(ah) anthracene	278			0,01	0,02	0,4	10
Benzo(ghi) perylene	276			0,01	0,02	0,4	10
para-tert- octylphenol	135-107	4n octylphenol d11	109-223	0,08	0,19	7,6	190
4-nonylphenol ramifies	135-107- 121	4-para- nonylphenol- D4	111-124	0,20	0,33	13,2	330

*Limite de quantification dans la fraction dissoute pour 2,5 l d'échantillon extrait.

**Limite de quantification dans la fraction particulaire pour 100 mg extraits.

9.3 Protocole d'analyse des métaux traces

Les différentes étapes du protocole sont données en figure 9.2. Pour éviter les contaminations et les pertes, certaines précautions de manipulation sont prises. Les analyses sont réalisées en salle blanche. La vaisselle, uniquement en plastique, est lavée successivement au détergent, à l'acide nitrique à 5 % et à l'eau milli-Q.

Les échantillons pour l'analyse du dissous sont filtrés sur des membranes en acétate de cellulose (0,45 μm) puis acidifiés à $\text{pH}=1$ avec de l'acide nitrique concentré (Suprapur 65 %).

Les échantillons pour l'analyse du total sont minéralisés (système Digiprep MS, SCP Science) à 95°C pendant 2h30 après ajout d'acide nitrique (Suprapur 65 %) et chlorhydrique (Suprapur 30 %) (respectivement 620 μl et 1,15 ml pour 50 ml d'échantillon).

Les analyses de sédiments sont faites sur 500 mg de matière homogénéisée introduite dans un DegiTube en polypropylène. Après ajout de 5 ml d'acide nitrique concentré (Suprapur 65 %), le mélange est agité et chauffé à 95°C pendant 20 minutes. Après refroidissement, l'étape est recommencée avec 2,5 ml d'acide nitrique tant que toute la matière organique n'est pas consommée (dégagement de fumée brune). Le volume est réduit à environ 5 ml par chauffage à 95°C pendant 2h environ. Après refroidissement, 1 ml d'eau MilliQ et 1,5 mL d' H_2O_2 (Suprapur 30 %) sont ajoutés puis le mélange est chauffé à 95°C . Cette étape est recommencée tant qu'une effervescence est observée. Après refroidissement, 5 ml d'acide chlorhydrique (Suprapur 30 %) sont ajoutés et le mélange est chauffé à 95°C . Le volume est ramené à 2,5 ml par chauffage. Finalement l'échantillon est ramené à 50 ml par dilution à l'eau MilliQ, puis filtré sur filtre en PTFE (0,45 μm) avant analyse.

La quantification est faite par spectrométrie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP-AES Vista MPX Varian) par étalonnage externe à partir d'une solution de calibration multi-élémentaire (PlasmaNorm Multi-Éléments pour ICP, VWR).

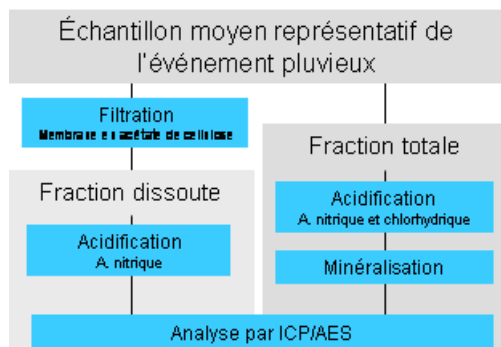


FIG. 9.2: Différentes étapes du protocole d'analyse des éléments métalliques

9.4 Balayage quantitatif d'un large spectre de contaminants organiques

La méthodologie développée par [Zgheib \(2009\)](#) dans le cadre de sa thèse a été adaptée pour caractériser des échantillons de retombées atmosphériques totales et de ruissellement à l'exutoire des bassins versant Référence et Nord. Ce balayage est effectué par un laboratoire privé (IPL à Ploemeur). L'échantillonnage ayant été fait dans du verre, les métaux traces n'ont pas été recherchés ; et les molécules volatiles (BTEX et VOC) n'ont pas non plus été analysées car le regroupement des flacons d'échantillons était fait à l'air libre et sous agitation. Les familles de substances recherchées sont dans le [tableau 9.4](#), et leur liste exhaustive en annexe [A](#) avec les limites de détection et de quantification correspondantes. Les analyses n'ont été faites que sur la fraction totale, car la quantité de MES des échantillons était trop faible pour obtenir les masses demandées par le laboratoire pour la distinction dissous/particulaire (le laboratoire demande 1 g d'échantillon sec, ce qui nécessiterait plus de 30 l d'échantillon pour nos quantités moyennes de MES).

Trois événements ont été étudiés en screening, leurs caractéristiques sont données au [paragraphe 10.2.1](#). Le premier en octobre 2008 (retombées atmosphériques, Référence et Nord) et le deuxième en novembre 2008 (retombées atmosphériques et Référence) ont été analysés en même temps au Leesu pour les HAP, les PCB et les AP. Le troisième a été effectué en mai 2009 (retombées atmosphériques et Référence) uniquement pour les pesticides.

L'échantillon brut moyen est conditionné dans différents flacons en verre et immédiatement envoyé au laboratoire d'analyse. L'extraction est donc faite au maximum... après l'événement pluvieux.

L'extraction (liquide/liquide) et l'analyse des molécules sont faites en suivant des protocoles normés résumés dans le [tableau 9.4](#).

TAB. 9.4: Protocoles et méthodes d'analyses utilisées par le laboratoire IPL

Substance ou famille de substances	Protocole normé	Méthode d'analyse
HAP	ISO 17993	CPG/SM
PCB	ISO 6468	CPG/SM
Alkylphénols	ISO 18857-1	CPG/SMSM
Pesticides chlorés	ISO 6468 et NF ISO 11423-1	CPG/SMSM
Organoétains	ISO 17353	CPG/SMSM
PBDE	ISO 22032	CPG/ECD
Phtalates	Interne	CPG/SM
Chlorophénols	ISO 12673	CPG/SMSM
Triazines, urées et métaldéhydes	ISO 11369 et ISO 10695	CPL/SM et CPL/SMSM
Organophosphorés	NF EN 12918	CPG/SMSM

CPG : chromatographie en phase gazeuse, CPL : chromatographie en phase liquide, SM : spectrométrie de masse (SMSM en tandem), ECD : Détecteur à capture d'électrons.

Chapitre 10

Données acquises

10.1 Données hydrauliques

10.1.1 Pluviométrie

En plus des données du pluviomètre que nous avons installé sur la zone d'étude (voir page 110), les données de deux pluviomètres installés à Noisy-le-Grand par la DEA93 ont été récupérées. Il s'agit des pluviomètres appelés DEA14 et DEA17 situés respectivement dans la cour d'une école à environ 1,5 km du notre et dans un cimetière à environ 1 km. Chaque pluviomètre est positionné sur la figure 10.1. La base de données de pluie contient donc les mesures de trois pluviomètres entre le 1 janvier 2008 et le 31 août 2009. Notre pluviomètre enregistre la date et l'heure (heure, minute et seconde) de chaque basculement d'auget tandis que ceux de la DEA enregistrent le nombre de basculements à chaque minute. Un travail de traitement a donc dû être fait pour homogénéiser les deux bases de données.

10.1.2 Débits

Les débitmètres bulle à bulle enregistrent les données de hauteur d'eau et de débit au pas de temps d'une minute. Le débitmètre avec la sonde couplée piézomètre/Doppler, au pas de temps de deux minutes. Notre base de données brutes contient donc, pour les sites régulés (Nord, Jardin et Sud), les enregistrements de la hauteur et du débit au pas de temps d'une minute entre le 01/01/08 et le 31/08/09. Sur le site Référence, nous avons donc :

- avant le 15/05/08, l'enregistrement de la hauteur, de la vitesse et du débit au pas de temps de 2 minutes,
- entre le 15/05/08 et le 23/05/08, l'enregistrement de la hauteur d'eau au pas de temps d'1 minute,
- entre le 23/05/08 et le 11/06/08, l'enregistrement de la hauteur par bulle à bulle au pas de temps d'1 minute, et de la vitesse et du débit au pas de temps de 2 minutes,

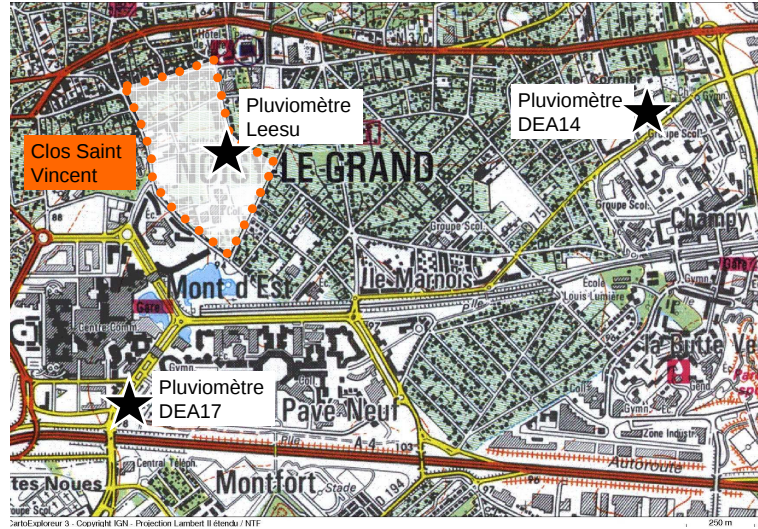


FIG. 10.1: Positionnement des 3 pluviomètres

- et après le 11/06/08, l'enregistrement de la hauteur, de la vitesse et du débit au pas de temps d'1 minute.

Cependant, suite à des pannes techniques (batteries à plat, connections défectueuses, pannes...) certaines périodes de mesures ne sont pas disponibles. Il s'agit :

- sur Référence : des périodes entre le 29/01/08 et 04/02/08, entre le 17/04/08 et le 23/04/08, entre le 25/04/08 et le 15/05/08, et entre le 14/07/09 et le 07/08/09 ;
- sur Nord : des périodes entre le 22/12/08 et le 12/01/09, entre le 04/02/09 et le 12/02/09, et entre le 09/05/09 et le 25/05/09 ;
- sur Jardin : des périodes entre le 12/12/08 et le 08/01/09, et entre le 14/01/09 et le 04/02/09 ;
- sur Sud : des périodes entre le 17/07/08 et le 27/08/08, entre le 22/12/08 et le 12/01/09, et entre le 09/04/09 et le 12/05/09.

10.1.2.1 Traitement de validation des données

Les données brutes enregistrées par les débitmètres ont été validées avant exploitation. Les heures enregistrées ont été recalées en heures légales. Les dérives sur la hauteur d'eau observées sur site (dérives continues et offsets) ont été corrigées.

Sur le site Référence, d'autres traitements dépendant du type d'équipement mis en place ont été faits :

Avant le 15/05/08 Comme nous l'avons montré figure 8.1 (page 108), certaines vitesses (moins d'1 % des valeurs sur 4 mois) ont été mesurées négativement, et les petites hauteurs d'eau (moins de 1,5 cm) n'ont pas été mesurées. Les vitesses négatives ont été remplacées par la moyenne des vitesses des pas de temps précédent et suivant. Mais il est impossible

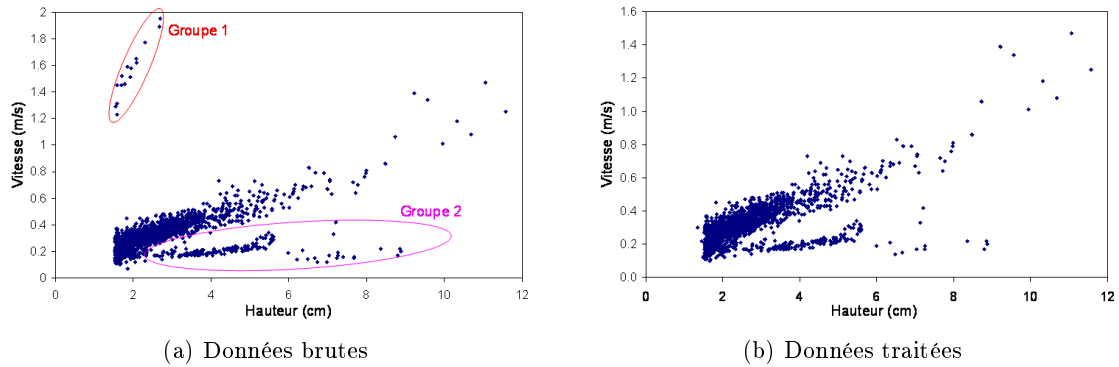


FIG. 10.2: $v=f(h)$ pour la période entre le 01/01/08 et le 15/05/08

d'extrapoler les hauteurs d'eau non mesurées et nous devons en tenir compte dans les interprétations.

Des artéfacts ont été détectés, ils sont mis en évidence sur le graphique 10.2a qui montre le tracé $v=f(h)$ des données brutes. Trois paquets peuvent être isolés. Les artéfacts font partie du groupe 1 pour lequel les vitesses sont très fortes (supérieures à 1 m/s) alors que la hauteur d'eau est inférieure à 3 cm. Il s'agit d'enregistrements isolés pour lesquels la vitesse décroche brutalement sur un seul pas de temps. Le groupe 2, pour lequel la pente est plus faible, correspond aux données enregistrées après la mise en place d'un bourrelet qui modifie la relation hauteur/vitesse.

Les données du groupe 1 ont été filtrées sur le critère : si $h/v < 4$ alors h et v sont remplacées par la moyenne entre la dernière et la première donnée correcte avant/après. Les données après filtrage sont représentées en figure 10.2b. Le volume total écoulé sur ces 4 mois est passé de 368 m³ avant traitement à 363 m³ après, soit une correction de 1 % sur le volume.

Lorsque la hauteur d'eau et/ou la vitesse ont été corrigées, le débit a été recalculé à partir des équations 8.1 et 8.2.

Entre le 15/05/08 et le 23/05/08 Pendant cette période, seules les données de hauteur d'eau étaient disponibles. Les valeurs de débit ont été calculées à partir d'une relation hauteur / débit extrapolée à partir des données (validées) acquises entre le 11/06 et le 02/07, soit pendant la période où la configuration du site était la même (restriction de section). La loi hauteur / débit a été calée (voir figure 10.3a) sur la base d'une droite pour les petites hauteurs d'eau (< 4,5 cm), d'un polynôme de degré 3 ensuite, et d'une autre droite pour les fortes hauteurs d'eau (> 14,2 cm), suivant les équations suivantes 10.1, 10.2 et 10.3. Le coefficient de corrélation entre les débits mesurés et recalculés est de 0,98, ce qui est satisfaisant.

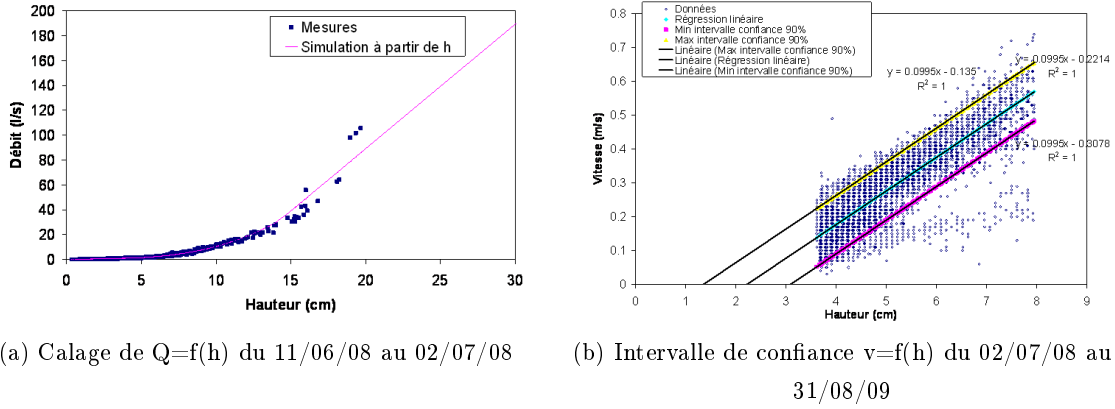


FIG. 10.3: Calages utilisés pour les différents filtres

$$\text{Si } h < 4,5 \text{ cm alors } Q = 0,2646 \times h - 0,0872 \quad (10.1)$$

$$\text{Si } 4,5 \text{ cm} < h < 14,2 \text{ cm alors } Q = 0,0138 \times h^3 - 0,0587 \times h^2 + 0,28 \times h - 0,2253 \quad (10.2)$$

$$\text{Si } h > 14,2 \text{ cm alors } Q = 10,024 \times h - 111,24 \quad (10.3)$$

Entre le 23/05/08 et le 11/06/08 Les vitesses négatives mesurées par la sonde Doppler (groupe 1 figure 10.4) ont été corrigées par la moyenne des plus proches valeurs correctes. Pour les petites hauteurs d'eau, les vitesses suspectes (car trop élevées, voir groupe 2 figure 10.4a) ont été remplacées par la moyenne avant/après. Les critères de filtrage de ces vitesses suspectes ont été choisis de façon empirique (droites rouges sur le zoom du graphique 10.4a) et sont les suivants : $h=0$ et $v \neq 0$; $0 < h \leq 2$ et $v > 0,1$; $2 < h \leq 2,5$ et $v > 0,15$; $2,5 < h \leq 3$ et $v > 0,16$.

Moins de 2 % des valeurs ont été corrigées par ces deux filtres. Le débit a été calculé à partir des équations 8.1 et 8.2. Les données filtrées sont représentées en figure 10.4b.

Après le 11/06/08 Le couplage bulle à bulle / nouvelle sonde Doppler mis en place après le 11 juin 2008 présentait deux types de valeurs jugées douteuses, elle sont représentées sur la figure 10.5a. Le groupe 1 correspond aux mêmes artéfacts que précédemment. Le groupe 2 correspond aux limites de l'appareil pour les petites hauteurs d'eau.

Les points du groupe 1 ont été jugés aberrants pour les raisons suivantes :

- décrochages brusques de la vitesse, et dans une moindre mesure de la hauteur, sur une courte durée (1 à 6 min) ;
- artéfacts observés autant par temps sec que par temps de pluie ;

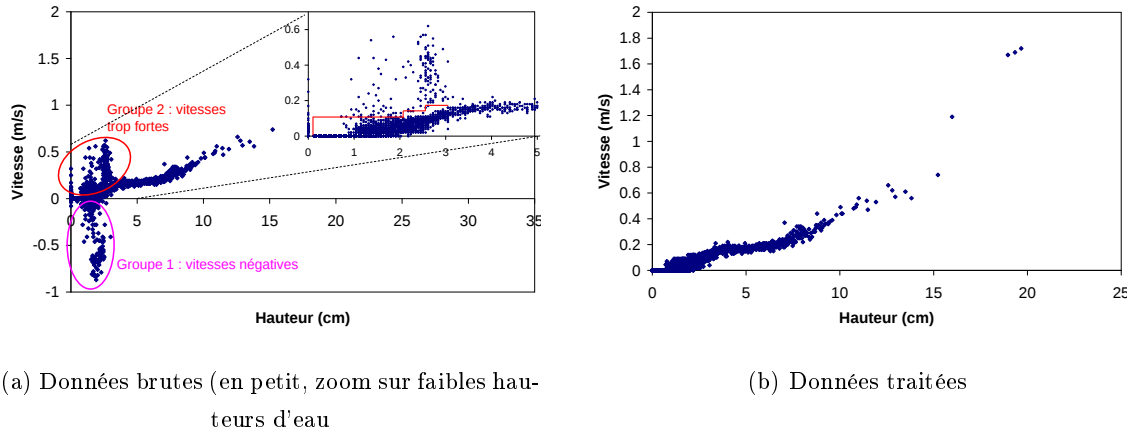


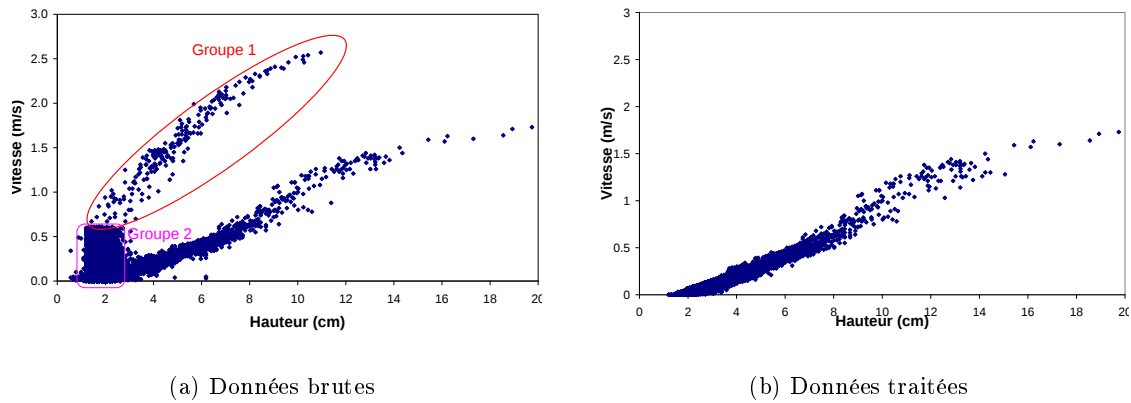
FIG. 10.4: $v=f(h)$ pour la période entre le 23/05/08 et le 11/05/08

- plus fréquents à certaines périodes (notamment aux mois de novembre 08, décembre 08 et janvier 09) ;
- beaucoup plus fréquents avec la mini sonde de vitesse qu’avec la première sonde mise en place.

Dans un premier temps ces artéfacts ont été confondus avec des cycles de pompage, éventuellement dus à des rabattements de nappe dans les parkings en sous-sol. Cependant le graphique $v=f(h)$ montre que ces points ne correspondent pas du tout à la relation hauteur / vitesse mesurée normalement en temps sec. Ces points sont donc bien aberrants et sont sûrement dus à des dysfonctionnements des appareils de mesure. Ils ont donc été filtrés : toutes les valeurs de h et de v vérifiant $h/v < 5$ ont été remplacées par la moyenne des valeurs correctes les plus proches.

Pour les données du groupe 2, nous avons extrapolé la relation $V=f(h)$ à partir des données correspondant à $3,6 \text{ cm} < h < 8 \text{ cm}$ jugées correctes. Une régression linéaire et un intervalle de confiance à 90 % ont permis d’élaborer un critère pour distinguer les valeurs douteuses pour $h < 3,6 \text{ cm}$ (voir figure 10.3b) : toutes les valeurs de h et v n’appartenant pas à cet intervalle de confiance ont été recalculées par moyenne des premières valeurs correctes avant et après.

Lorsque la hauteur d’eau et/ou la vitesse ont été corrigées, le débit a été recalculé à partir des équations 8.1 et 8.2. Moins de 6 % des données ont été corrigées sur toute la période, dont 10 % étaient des artéfacts et le reste des corrections dues à l’incertitude aux petites hauteurs d’eau. La correction en volume est tout de même très importante puisqu’il est diminué de 35 % sur toute la période.

FIG. 10.5: $v=f(h)$ pour la période entre le 02/07/08 et le 31/08/09

10.1.3 Définition d'un événement pluvieux

Classiquement l'événement pluvieux est défini à partir de la pluviométrie. Mais dans le cas des bassins versants régulés, les dynamiques sont différentes de celles en réseau d'assainissement classique et nécessitent une nouvelle définition. Par exemple une pluie peut ruisseler sur un site assaini classiquement mais pas sur un site régulé ; ou plusieurs événements au niveau de la pluviométrie peuvent être regroupés en un seul événement au niveau du débit.

L'événement pluvieux a donc été défini à partir du débit comme : toute précipitation induisant un ruissellement. La première étape du traitement est donc de détecter les limites d'un événement au niveau du signal de débit. Une fois les événements ainsi séparés, le signal de pluie correspondant a été superposé au signal de débit. Le traitement de la base de données a été automatisé à l'aide de macro en VisualBasic.

10.1.3.1 Détection du signal de débit par temps de pluie

Distinguer le débit de temps sec de celui du temps de pluie a été facile sur Référence puisque par temps sec aucune vitesse n'est mesurée par le Doppler et le débit descend donc à 0. Le critère de début d'événement est : 2 valeurs successives différentes de 0 ; et le critère de fin : 3 valeurs successives égales à 0.

Sur les autres sites, un débit résiduel peut être enregistré par temps sec (alors que l'eau ne coule pas) du fait de l'incertitude de mesure sur la hauteur d'eau. De plus la vidange des techniques alternatives est très lente et induit des queues de débit comme le montre la figure 10.6 sur l'exemple de Nord. Ces queues peuvent durer jusqu'à 24 h.

Deux seuils de débit ont donc été choisis : un débit de départ Q_d dont le dépassement

TAB. 10.1: Valeurs des seuils de débits utilisés pour définir les événements pluvieux

	Référence	Nord	Jardin	Sud
hd (cm)	0	1,95	2,00	2,15
Qd (l/s)	0	0,078	0,085	0,095
hc (cm)	0	1,45	1,75	1,80
Qc (l/s)	0	0,035	0,058	0,060

par deux valeurs successives définit le début de l'événement ; et un débit de coupure Q_c dont le non dépassement par deux valeurs successives définit la fin de l'événement. Q_d a été défini comme Q_c plus l'incertitude sur la hauteur d'eau sur chaque site (qui est de 0,5 cm sur Nord, 0,25 cm sur Jardin et 0,35 cm sur Sud).

Les valeurs de seuil ont été choisies avec attention afin de ne pas sous estimer le volume écoulé sans pour autant surestimer le temps d'écoulement. En effet les tests pour plusieurs seuils de coupure ont montré qu'en dessous d'un certain niveau de seuil, il fallait fortement étendre la durée de l'événement pour augmenter le pourcentage de volume intercepté comme le montre la figure 10.7a. L'importance de cet effet varie suivant les sites : le site Nord s'écoule pendant beaucoup plus longtemps que les autres, puisque pour atteindre le même pourcentage du volume annuel intercepté, il faut considérer une durée plus longue sur ce site. Par contre le site Sud s'écoule très rapidement puisque 99 % du volume y est intercepté pendant le temps nécessaire à Jardin pour atteindre seulement 95 % du volume, et 89 % du volume annuel sur Nord.

Pour interpréter les résultats dans une optique de gestion hydraulique, nous avons voulu évaluer le volume total véhiculé et rejeté par les bassins versants, en choisissant un couple (Q_d , Q_c) permettant d'intercepter 95 % du volume annuel (cette valeur du volume annuel est calculée sans coupure sur les données de débit en continu). Un pourcentage plus grand n'a pas cherché à être atteint pour éviter que la période d'écoulement ne devienne continue et que les événements ne soient plus séparés. Les couples de seuils de débit ont été choisis sur chaque site à partir des courbes donnant le pourcentage du volume annuel intercepté en fonction de seuil de coupure Q_c (voir figure 10.7b), et sont donnés dans le tableau 10.1 avec leurs hauteurs d'eau h_d et h_c correspondantes.

10.1.3.2 Superposition de la pluie sur les événements en débit

Les événements pluvieux ainsi définis par rapport au débit, nous avons cherché à leur faire correspondre la pluie.

Deux fins de pluie ont été définies. Une correspond au dernier basculement d'auget avant la fin du débit et a servi à calculer la hauteur totale précipitée. L'autre fin de pluie correspond au dernier basculement d'auget précédé par un autre basculement moins de 30 minutes avant ; cette date a été utilisée pour calculer la durée de vidange des bassins

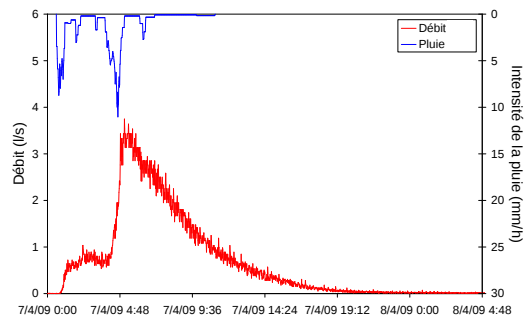


FIG. 10.6: Vidange du BV Nord

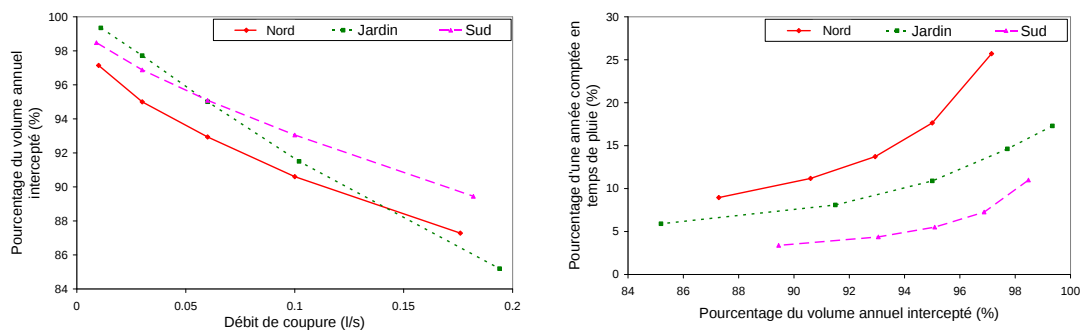


FIG. 10.7: Choix des paramètres de coupure

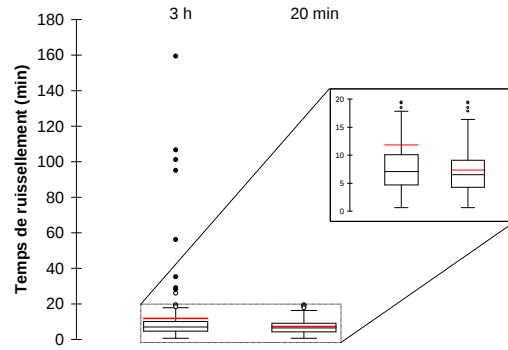


FIG. 10.8: Temps de réaction sur Référence suivant qu'on cherche le début de la pluie 3 h ou 20 min avant le début du débit

versants et ce afin d'éviter de sous estimer le temps de vidange en tenant compte d'un basculement d'auget isolé.

La définition du début de pluie a été plus délicate. En effet la pluie commençant avant le débit, un laps de temps avant le début du débit a dû être choisi pour trouver le début de la pluie. Sur Référence, site non régulé, ce laps de temps a été choisi à 20 minutes. Pour les autres sites, il a été choisi à 3 heures, les techniques alternatives retardant l'écoulement du débit. Dans le cas où la période entre 2 événements est plus courte que ce laps de temps, le début de la pluie a été cherché dans cette période pour ne pas mélanger les 2 événements. Afin de vérifier que le choix du laps de temps n'influencerait pas les caractéristiques de la pluie, nous avons testé les deux paramètres (20 minutes et 3 heures) sur Référence. Seules 9 valeurs de début de pluie sur 130 sont différentes (soit moins de 7 %) qui sont dues à un basculement d'auget qui n'a pas ruisselé dans les 3 heures précédant le début de pluie réel. Le graphique 10.8 représente la différence entre le début de la pluie et le début du débit suivant le paramètre considéré. La moyenne est fortement modifiée du fait des 9 valeurs différentes qui sont très élevées. Mais les quartiles sont conservés.

10.1.3.3 Calcul des caractéristiques des événements

Chaque événement pluvieux i est donc défini par :

- la date (comprendre date et heure) de début de pluie (datHd) ;
- la date 1 de fin de pluie (datHc1) correspondant au dernier basculement d'auget avant la fin du débit, et la date 2 de fin de pluie (datHc2) correspondant au dernier basculement d'auget avant la fin du débit mais précédé par un autre basculement moins de 30 minutes avant ;
- les dates de début et fin de débit (datQd et datQc) ;
- les durées de pluie et de débit ($T_h = \text{datHc2} - \text{datHd}$ et $T_q = \text{datQc} - \text{datQd}$) ;

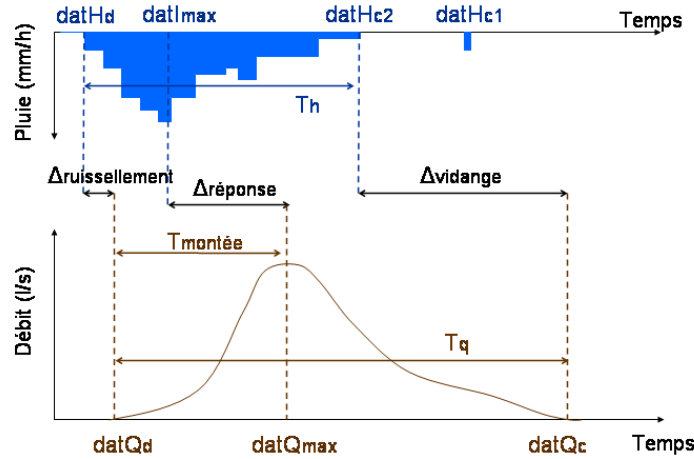


FIG. 10.9: Représentation des paramètres décrivant un événement pluvieux

- la durée de temps sec précédent ($T_{ts}(i) = \text{datHd}(i) - \text{datHc2}(i-1)$), égale à la différence entre le début de la pluie et la date 2 de fin de la pluie précédente ;
- la hauteur totale précipitée (H_{tot}), égale à la somme des basculements d'auget compris entre la date de début de pluie et la date 1 de fin de pluie ;
- la hauteur d'eau non ruisselée ($H_{nonruiss}$) entre les deux événements, correspondant à la somme des basculements d'augets entre la fin du débit précédent, et le début de la pluie d'après ;
- l'intensité maximale (I_{max}) et sa date ;
- les intensités moyennes maximales sur 6 minutes (I_{max6}), 30 minutes (I_{max30}) et 4 h (I_{max240}) ;
- l'intensité moyenne (I_{moy}) ;
- la période de retour de la pluie (T_{ret}), a été évaluée à l'aide de courbes Intensité Durée Fréquence (construites entre 1982 et 1999 à Paris-Montsouris (données du LROP)) sur 6, 30 et 240 minutes (6 minutes permet de considérer les phénomènes de lessivage à court terme, 30 minutes est la durée caractéristique des débits de pointe dans le réseau, et 240 minutes correspond à la période considérée par les gestionnaires pour le dimensionnement des techniques alternatives en Île de France) ;
- le volume écoulé (V), calculé à partir du débit entre les dates de début et fin de débit ;
- le débit max (Q_{max}) et sa date ;
- le débit moyen (Q_{moy}) ;
- le temps de réaction : $T_{reac} = \text{datQd} - \text{datHd}$;
- le temps de vidange : $T_{vid} = \text{datQc} - \text{datHc2}$;
- le temps de réponse : $T_{rep} = \text{datQmax} - \text{datImax}$;
- le temps de montée : $T_{mont} = \text{datQmax} - \text{datQd}$.

TAB. 10.2: Caractéristiques des événements pluvieux isolés sur Référence entre juillet 2008 et août 2009

n=164	Htot (mm)	Durée (h)	Imax (mm/h)	Tretour 30min (mois)	T temps sec (j)
Min	0,4	0,02	0,09	0,23	0,04
1 ^{er} décile	0,4	0,14	0,62	0,23	0,13
Médiane	1,8	0,98	4,34	0,23	0,76
Moyenne	3,7	2,6	17	1,1	2,5
9 ^{ème} décile	9,5	7,2	45	0,99	7,2
Max	27	31	360	60	43

TAB. 10.3: Caractéristiques des événements pluvieux isolés sur Nord entre juillet 2008 et août 2009

n=108	Htot (mm)	Durée (h)	Imax (mm/h)	Tretour 30min (mois)	T temps sec (j)
Min	0,4	0,02	0,09	0,23	0,02
1 ^{er} décile	0,6	0,15	0,69	0,23	0,23
Médiane	2,5	1,9	2,7	0,23	1,9
Moyenne	5,0	5,9	5,5	1,0	3,9
9 ^{ème} décile	12	18	12	1,3	10
Max	48	66	54	24	28

10.1.4 Description des événements mesurés

Les débuts et fins de signal de débit ayant été mal mesurés sur Référence avant juillet 2008, nous avons décidé de n'étudier, du point de vue hydraulique que la période entre le 2 juillet 2008 et le 30 août 2009. La hauteur d'eau précipitée pendant cette période est de 674,2 mm, soit 578 mm/an ce qui est légèrement moins que la moyenne à Paris qui est de 650 mm/an, l'année 2009 ayant été peu pluvieuse.

Pour les sites régulés, les caractéristiques correspondent aux événements isolés pour atteindre 95 % du volume annuel. Au cours de cette période :

- 163 événements pluvieux ont été isolés sur Référence dont les caractéristiques sont données dans le tableau 10.2 ;
- 108 événements pluvieux ont été isolés sur Nord dont les caractéristiques sont données dans le tableau 10.3 ;
- 79 événements pluvieux ont été isolés sur Jardin dont les caractéristiques sont données dans le tableau 10.4 ;
- 134 événements pluvieux ont été isolés sur Sud dont les caractéristiques sont données dans le tableau 10.5.

TAB. 10.4: Caractéristiques des événements pluvieux isolés sur Jardin entre juillet 2008 et août 2009

n=79	Htot (mm)	Durée (h)	Imax (mm/h)	Tretour 30min (mois)	T temps sec (j)
Min	0,4	0,15	0,00	0,23	0,01
1 ^{er} décile	1,4	0,46	1,3	0,23	0,43
Médiane	4,2	3,1	5	0,23	2,8
Moyenne	6,7	5,0	8,5	3,8	5,4
9 ^{ème} décile	13	12	15	2,0	13
Max	48	27	69	120	30

TAB. 10.5: Caractéristiques des événements pluvieux isolés sur Sud entre juillet 2008 et août 2009

n=79	Htot (mm)	Durée (h)	Imax (mm/h)	Tretour 30min (mois)	T temps sec (j)
Min	0,4	0,02	0,00	0,23	0,01
1 ^{er} décile	0,6	0,27	0,66	0,23	0,12
Médiane	2,1	1,2	2,7	0,23	0,84
Moyenne	3,7	2,2	5,1	1,9	3,3
9 ^{ème} décile	9,2	5,1	10	0,99	9,3
Max	24	17	69	120	53

10.2 Concentrations

10.2.1 Description des événements échantillonnés

25 événements ont été échantillonnés entre février 2008 et mai 2009. Les campagnes ont été numérotées de 1 à 25, nomenclature qui est utilisée dans la suite du document pour plus de clarté. Toutefois l'ensemble des paramètres de l'étude n'a pas pu être mesuré pour chaque site et chaque événement, étant donné : le grand nombre de sites, l'échantillonnage séparé des organiques et des métaux, et les conditions techniques difficiles conduisant parfois à des dysfonctionnements (panne de batteries, erreur d'aspiration, disjonctage...). Lorsque deux sites sont comparés entre eux, seuls les événements en commun sur les deux sites ont été pris en compte.

Au total, 119 échantillons ont été analysés pour les paramètres globaux, 57 pour les composés organiques, 50 pour les métaux traces et 7 en balayage quantitatif. Le tableau 10.6 résume les types d'analyses effectuées par événement et par site.

Les principales caractéristiques des événements échantillonnés sont données dans le tableau 10.7. La plupart des événements échantillonnés sont des événements de faible importance et fréquents, de période de retour hebdomadaire ou bi-mensuelle. Ils ne correspondent

10.2 Concentrations

TAB. 10.6: Sites échantillonnés et analyses effectuées pour chaque campagne

N°	Ret Atm			Référence			Nord			Jardin			Sud			Bâti			Voirie		
	PG	M	O	PG	M	O	PG	M	O	PG	M	O	PG	M	O	PG	M	O	PG	M	O
1	X		X																		
2	X		X	X			X		X	X			X								
3	X		X	X			X		X	X			X								
4	X		X	X		X	X		X	X			X		X						
5	X		X	X		X															
6	X		X							X		X									
7	X	X		X	X		X			X	X		X	X		X			X	X	
8	X	X		X	X		X	X					X	X					X	X	
9	X	X					X	X		X	X		X	X					X	X	
10	X	X					X	X		X	X								X	X	
11	X	X		X	(X)		X	X		X	X					X	X				
12	X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X		
13	X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X	
14	X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X	
15	X	X					X	X		X	X		X	X		X	X		X	X	
16	X		X	X		X										X		X	X		X
17	X		X	X		X										X		X	X		
18	X		X	X		X				X		X				X		X	X		
19	X		X*	X		X*	X		X*	X		X				X		X			
20	X		X*	X		X*	X		X	X		X		X		X		X			
21	X		X	X		X	X		X	X		X		X		X		X			
22	X		X	X		X	X		X	X		X		X		X		X			
23	X		X	X		X										X		X	X		X
24	X		X	X		X	X		X	X		X		X		X		X			
25			*			*															

Nombre d'échantillon analysé (hors screening)

	24	9	15	19	6	11	17	8	8	18	8	7	14	7	5	15	5	9	12	7	2
--	----	---	----	----	---	----	----	---	---	----	---	---	----	---	---	----	---	---	----	---	---

Nombre d'échantillon analysé en commun avec Référence

	19	6	11				14	5	6	14	5	6	12	5	5	14	4	9	9	4	2
--	----	---	----	--	--	--	----	---	---	----	---	---	----	---	---	----	---	---	---	---	---

PG=paramètres globaux , M=métaux traces, O=micropolluants organiques

* correspond aux campagnes sur lesquelles un balayage de substances a été effectué

pas aux événements pour lesquels les techniques alternatives ont été dimensionnées (événements décennaux sur 4h) mais sont caractéristiques des événements contribuant à la plus grande partie de la contamination émise à l'échelle annuelle. Quelques événements moins fréquents ont tout de même été échantillonnés, notamment pendant la campagne «métaux» au cours de laquelle une pluie de période de retour 1 an et une de 4 ans ont été échantillonnées.

En ce qui concerne les métaux traces, entre 5 et 9 événements ont été échantillonnés suivant les sites; et leurs caractéristiques sont variables (hauteur d'eau entre 3 et 27,2 mm; Intensité max entre 3,1 et 180 mm/h). Ce nombre d'échantillons correspond à notre objectif de départ puisque nous n'avions pas prévu de faire une étude intensive sur les métaux traces. 4 événements sont communs entre le site Jardin et le site Référence, et 5 sont communs entre Référence, et les sites Nord et Sud.

Pour les molécules organiques, entre 5 et 15 événements ont été échantillonnés suivant les sites, leurs hauteurs d'eau variant entre 2 mm et 16,6 mm et leur intensité max entre 1,4 et 120 mm/h avec une période de retour maximale bimestrielle. 5 événements sont en commun entre Sud et Référence, et 6 entre Nord et Jardin et Référence. Le site Voirie ayant très mal fonctionné, seulement 2 événements ont pu être échantillonnés sur ce site en organiques.

Le balayage quantitatif de micropolluants organiques (voir page 127) a été effectué sur trois des événements étudiés : celui du 27 octobre 2008 pour les sites Atmosphère, Référence et Nord; celui du 11 novembre 2008 pour les sites Atmosphère et Référence; et celui du 26 mai 2009, uniquement sur les pesticides pour l'atmosphère et Référence pour évaluer un impact saisonnier sur la contamination en pesticides dans l'environnement. L'événement du 27 octobre était un événement long (8h) et faible ($I_{max}=6,2$ mm/h), alors que celui du 11 novembre et du 25 mai étaient courts (2 fois 1h) et intenses ($I_{max}=120$ mm/h et 45 mm/h).

10.2.2 Traitement et validation des données de concentration

Paramètres globaux Pour les MES, les analyses sont faites en triplicat. Seules les mesures pour lesquelles le coefficient de variation était inférieur à 20 % ont été validées (soit 89 % des analyses). Pour les autres, lorsqu'un des 3 réplicats était aberrant, il a été éliminé, et la moyenne des deux valeurs restantes a été retenue. Les échantillons étant très peu chargés en MES et très hétérogènes, nous avons voulu vérifier la mesure de MES par une mesure de turbidité, la relation entre les deux étant linéaire (pour un site). Le tracé turbidité MES nous a permis de mettre en évidence certaines valeurs aberrantes (3 pour les retombées atmosphériques et 1 pour le ruissellement de bâti) qui ont été recalculées à partir de la loi empirique.

Les mesures de DCO ont également été faites en triplicat, et tous les coefficients de

10.2 Concentrations

TAB. 10.7: Caractéristiques des événements échantillonnés (en gris les campagnes métaux)

N°	Date début pluie	Date fin pluie	Htot (mm)*	Imax (mm/h)	Durée de temps sec (j)	Période de retour 30 min (mois)
1	20/02/08 02 :18	20/02/08 07 :06	1,8	1,4	14,7	0,2
2	25/02/08 00 :18	25/02/08 01 :52	4,2	4,1	4,5	0,2
3	26/02/08 09 :37	26/02/08 16 :53	3,8	2,6	1,3	0,2
4	02/03/08 23 :43	04/03/08 00 :09	4,8	3,7	2,8	0,2
5	15/03/08 19 :19	16/03/08 11 :26	10,2	13,8	1,9	0,2
6	30/03/08 11 :30	30/03/08 13 :39	3,4	4,1	1,8	0,2
7	13/04/08 15 :07	14/04/08 03 :58	8,6	3,1	5,2	0,2
8	20/04/08 21 :52	21/04/08 10 :28	5,8	5,9	2,2	0,2
9	28/04/08 19 :39	30/04/08 06 :21	11,0	24,8	4,0	0,5
10	14/05/08 17 :16	15/05/08 01 :39	7,2	5,9	13,4	0,2
11	16/05/08 17 :43	16/05/08 21 :27	27,2	180,0	1,2	45
12	24/05/08 21 :09	26/05/08 04 :20	6,4	18,5	6,1	0,5
13	27/05/08 09 :32	28/05/08 02 :54	20,2	90,0	0,7	12
14	02/06/08 04 :03	02/06/08 05 :39	4,2	5,3	5,1	0,2
15	04/06/08 02 :06	04/06/08 04 :45	6,1	5,7	1,5	0,2
16	02/07/08 13 :46	02/07/08 19 :42	4,0	34,3	12,7	0,2
17	04/08/08 01 :26	04/08/08 06 :01	7,6	45,0	1,1	2
18	21/10/08 06 :23	21/10/08 17 :48	8,0	11,8	4,9	0,2
19	26/10/08 23 :37	27/10/08 08 :04	16,6	6,2	5,3	0,2
20	11/11/08 00 :27	11/11/08 19 :25	10,8	120,0	1,7	2
21	23/11/08 13 :44	23/11/08 18 :35	7,4	11,6	1,5	0,2
22	04/03/09 04 :38	04/03/09 11 :52	10,6	3,0	7,9	0,2
23	23/03/09 21 :45	23/03/09 23 :03	2,0	34,3	13,3	0,2
24	07/04/09 00 :34	07/04/09 06 :29	12,6	12,2	9,4	1
25	26/05/09 00 :09	26/05/09 01 :18	7,6	45,0	8,8	1

*Htot calculé par rapport à Référence

variation étaient inférieurs à 10 %, ce qui valide les données.

Les COD étaient analysés en duplicat et tous les coefficients de variation (sauf un pour lequel la valeur faible a été gardée) étaient inférieurs à 5 %.

Molécules organiques Les concentrations sont mesurées dans le dissous [D] en ng/l et dans le particulaire [P] en mg/kg. La concentration totale [T] est évaluée en rapportant le particulaire aux MES (en mg/l) suivant l'équation 10.4.

$$[T] = [D] + [MES] \times [P] \quad (10.4)$$

Seules les valeurs au dessus des limites de quantification analytiques ont été conservées. Pour les paramètres dont la mesure était au dessous, la valeur a été fixée à 0. Pour l'échantillon de retombées atmosphériques du 11/11/08, la quantité de MES récupérée (2,1 mg/l) a été trop faible pour analyser correctement les familles de contaminants organiques et toutes les mesures étaient proches des limites de quantification. D'autre part les analyses de HAP particulières du 02/07/08 et du 04/08/08 ont été ratées. Pour pouvoir exploiter ces événements en concentration totale, la médiane des teneurs dans les particules sur tous les événements du même site ont été appliquées à ces échantillons. Ce n'est pas totalement absurde car la variabilité des teneurs dans les particules, pour un même site (coefficients de variation entre 30 et 50 %), est inférieure à la variabilité entre la quantité des MES sur un même site (coefficients de variation entre 55 et 130 %)).

Métaux traces Pour les métaux traces, le protocole permet d'évaluer les concentrations dans le dissous [D] en µg/l et dans le total [T] en µg/l. La concentration particulaire [P] (en mg/g) est donc évaluée à partir des MES (en mg/l) suivant l'équation 10.5. Pour ces analyses des réplicats ont été faites, et les moyennes des valeurs mesurées ont été utilisées.

$$[P] = ([T] - [D])/[MES] \quad (10.5)$$

Chapitre 11

Évaluation des incertitudes de mesure

Lors de l'équipement des points de mesure et du développement des protocoles analytiques, un effort particulier a été fait pour limiter les erreurs. Cependant les contraintes des sites d'étude (notamment la petitesse du réseau, la taille et la disposition des regards...) et le contexte même de l'étude de micropolluants à l'état de trace dans une matrice complexe, impliquent d'importantes incertitudes qu'il est nécessaire de quantifier.

Ce chapitre s'intéresse uniquement aux incertitudes dues à la mesure. Au cours de l'exploitation des données, principalement 3 types de données ont été utilisées : des concentrations, des volumes (mesurés par les débitmètres ou estimés à partir des données de pluie et des surfaces) et des masses (mesurées ou simulées).

Les calculs d'incertitude sur une grandeur $Y(x_i)$ sont fondés sur l'analyse du principe de sa mesure (équations mathématiques, grandeurs d'influence, variabilité...) et sur la loi de propagation des incertitudes (norme NF ENV 130005). Si $u(x_i)$ est l'incertitude type sur x_i alors l'incertitude sur Y est donnée par :

$$u(Y)^2 = \sum_i u(x_i)^2 \left(\frac{\partial Y}{\partial x_i}\right)^2 + 2 \cdot \sum_i \sum_j u(x_i, x_j) \cdot \frac{\partial Y}{\partial x_i} \cdot \frac{\partial Y}{\partial x_j} \quad (11.1)$$

Avec $u(x_i, x_j)$ la covariance de $x_i x_j$.

Si les $u(x_i)$ ne sont pas corrélés, alors :

$$u(Y)^2 = \sum_i u(x_i)^2 \left(\frac{\partial Y}{\partial x_i}\right)^2$$

Si les $u(x_i)$ sont complètement corrélés, alors :

$$u(Y) = \sum_i \left| u(x_i) \left(\frac{\partial Y}{\partial x_i}\right) \right|$$

Si les $u(x_i)$ sont partiellement corrélés, il faut calculer les covariances.

Suivant les grandeurs considérées, l'une ou l'autre des équations a été utilisée.

11.1 Incertitudes sur les concentrations

L'incertitude sur la mesure de la concentration moyenne d'un événement pluvieux est liée à :

- la représentativité de l'échantillon prélevé
- la détermination de la période d'échantillonnage
- le protocole d'analyse

11.1.1 Incertitudes sur les analyses

Les incertitudes d'analyse sont calculées à partir d'un test de répétabilité en utilisant le test statistique de Student suivant l'équation 11.2, en considérant un intervalle de confiance de 80 %.

$$I = t \times s \quad (11.2)$$

Où I est l'incertitude, t le t de Student et s l'écart-type.

11.1.1.1 Incertitudes sur les concentrations en paramètres globaux

Les incertitudes sur les MES et la matière organique ont été évaluées lors de précédents travaux (Gromaire, 1998; Kafi-Benyahia, 2006). L'incertitude a été considérée égale à 10 % pour les MES et la matière organique.

11.1.1.2 Incertitudes sur les concentrations en micropolluants organiques

Dans le dissous Il est difficile de faire des tests de répétabilité et de justesse sur les concentrations dans le dissous étant donné qu'il n'existe pas de «matériau certifié» sous forme liquide, et que les performances des analyses dépendent de la matrice. Du fait de la lourdeur des protocoles et de la grande quantité d'échantillon nécessaire pour faire les extractions (2 l), une seule répétabilité sur 5 réplicats a été faite sur un échantillon de retombées atmosphériques totales.

Le tableau 11.1 donne, pour les contaminants organiques dont les concentrations étaient au dessus de limites de quantification, les moyennes mesurées et les incertitudes calculées à partir de l'équation 11.2. Pour les PCB, l'incertitude varie entre 31 et 44 % (28 % pour la somme des PCB); ces valeurs élevées s'expliquent par le fait que les concentrations sont dans la gamme basse de la méthode. Pour les HAP, l'incertitude varie entre 5,5 et 49 % (18 % pour Σ 13HAP). Pour les nonylphénols l'incertitude est de 25 % et pour l'octylphénol de 35 %.

Dans le particulaire L'incertitude dans la fraction particulaire a été mesurée par l'analyse de matériaux certifiés de sédiments marins (Standard Reference Material 1944). La

11.1 Incertitudes sur les concentrations

TAB. 11.1: Incertitudes (I) sur l'analyse des micropolluants organiques dissous

Substances	Moyenne $\pm$ I (ng/l)	I %	Substances	Moyenne $\pm$ I (ng/l)	I %
Fluorène	5,7 $\pm$ 2,1	36 %	PCB31	0,97 $\pm$ 0,38	39 %
Phénanthrène	10 $\pm$ 0,54	5,5 %	PCB28	0,85 $\pm$ 0,27	31 %
Anthracène	12 $\pm$ 4,3	38 %	PCB20	0,84 $\pm$ 0,39	47 %
Fluoranthène	5,4 $\pm$ 1,7	31 %	PCB52	0,23 $\pm$ 0,10	42 %
Pyrène	1,7 $\pm$ 0,46	27 %	PCB101	0,18 $\pm$ 0,08	44 %
Benzo(a)anthracène	0,13 $\pm$ 0,06	42 %	Σ PCB	3,1 $\pm$ 1,2	38 %
Chrysène	0,23 $\pm$ 0,04	17 %			
Benzo(b)fluoranthène	0,63 $\pm$ 0,24	38 %			
Benzo(k)fluoranthène	0,32 $\pm$ 0,13	41 %			
Benzo(a)pyrène	0,05 $\pm$ 0,02	33 %	NP	37 $\pm$ 9,2	25 %
Indéno(123)pyrène	0,31 $\pm$ 0,14	44 %	OP	2,4 $\pm$ 0,85	35 %
Dibenzo(ah)anthracène	0,03 $\pm$ 0,01	40 %			
Benzo(ghi)pérylène	0,10 $\pm$ 0,05	49 %			
Σ 13HAP	36 $\pm$ 6.6	18 %			

précision de la mesure est donnée par la répétabilité de l'analyse, et l'exactitude par l'écart à la valeur certifiée.

Quinze répétabilités ont été effectuées au cours de la thèse. La somme des HAP a été mesurée avec une exactitude de 15 % et la somme des PCB avec une exactitude de 18 %. Pour le dibenzo(a,h)anthracène, la concentration que nous mesurons est supérieure de 50 % à la valeur certifiée, ce qui s'explique par le fait que notre méthode analytique ne sépare pas le dibenzo(a,h)anthracène du dibenzo(a,c)anthracène. Les concentrations de ce HAP étant faible, l'erreur en somme des HAP est négligeable. Pour les alkylphénols, aucune valeur certifiée n'existe et seule la précision a pu être évaluée.

Les incertitudes calculées sont données dans le tableau 11.2 pour toutes les molécules. L'incertitude est de 21 % pour la somme des 13 HAP, de 25 % pour la somme des 14 PCB, de 37 % pour l'octylphénol et de 30 % pour le nonylphénol.

Dans le total Pour les micropolluants organiques, la concentration totale (C_t) est calculée à partir des concentrations dissoutes (C_d en ng/l), particulières (C_p en mg/kg) et des MES ([MES] en mg/l). L'incertitude relative $u_r(C_{tot})$ sur la concentration totale est déduite des incertitudes relatives sur les paramètres, en supposant qu'elles sont indépendantes :

$$u_r(C_{tot}) = \frac{\sqrt{(u_r(C_d) \cdot C_d)^2 + (C_p \cdot u_r([MES]) \cdot [MES])^2 + ([MES] \cdot u_r(C_p) \cdot C_p)^2}}{C_{tot}} \quad (11.3)$$

Ce calcul d'incertitude a été fait pour toutes les pluies et tous les sites. Les incertitudes relatives sur les concentrations totales varient (en fonction des pluies et des sites) entre 22

TAB. 11.2: Incertitudes (I) sur l'analyse des micropolluants organiques liés aux particules

Subst.	Certifié* (mg/kg)	Mesuré (mg/kg)	I (mg/kg)	I (%)	Subst.	Certifié* (µg/kg)	Mesuré (µg/kg)	I (µg/kg)	I (%)
Fluorène		0,69	0,39	56 %	PCB31	79±1,6	120	35	28 %
Phénanthrène	5,3±0,22	5,2	1,5	29 %	PCB28	81±2,7	90	29	32 %
Anthracène	1,8±0,33	1,0	0,49	47 %	PCB20		41	17	42 %
Fluoranthène	8,9±0,32	8,2	2,0	24 %	PCB52	79±2	120	44	37 %
Pyrène	9,7±0,42	9,0	1,8	20 %	PCB44	60±2	49	22	46 %
Benzo(a)ant.	4,7±0,11	4,5	1,2	27 %	PCB101	73±2,5	63	19	29 %
Chrysène	4,9±0,1	5,0	1,3	26 %	PCB149	50±1,2	41	12	30 %
Benzo(b)fluor.	3,9±0,42	5,1	0,72	14 %	PCB118	58±4,3	47	14	29 %
Benzo(k)fluor.	2,3±0,2	1,8	0,63	35 %	PCB153	74±2,9	52	24	46 %
Benzo(a)pyrène	4,3±0,13	3,8	1,1	30 %	PCB105	24±1,1	21	8,2	39 %
Indéno(123)pyr.	2,8±0,1	3,0	0,84	28 %	PCB138	62±3	48	29	60 %
Dibenzo(ah)ant.	0,40±0,07	0,82	0,27	33 %	PCB180	44±1,2	29	15	52 %
Benzo(ghi)pér.	2,8±0,1	2,9	0,94	32 %	PCB170	23±1,4	19	7,8	40 %
					PCB194	11±1,4	11	6,1	55 %
Σ HAP	52	50	10	21 %	Σ PCB	719	754	185	25 %
NP		5,0	1,5	30 %	OP		640	240	37 %

*± l'écart type

et 34 % pour la somme des PCB, entre 14 et 23 % pour la somme des HAP, et entre 20 et 35 % pour les alkylphénols.

Ces niveaux d'incertitudes sont élevés, ce qui est normal étant donné les niveaux faibles de contamination et la complexité des protocoles d'analyse. Cependant, il est important de noter que ces calculs d'incertitudes ont été faits à partir d'un nombre faible de réplicats et qu'il correspondent à l'incertitude lorsqu'une seule mesure est effectuée.

11.1.1.3 Incertitudes sur les concentrations en métaux traces

Concentrations totales Le protocole d'analyse des métaux totaux en matrice aqueuse a été validé à partir de tests de répétabilité (n=8) sur des suspensions à 70 mg/l de sédiments de rivière certifiés (LGC-6139).

Les résultats sont synthétisés dans le tableau 11.3. Les rendements d'extraction varient entre 69 et 82 %. L'incertitude sur les concentrations est faible, comprise entre 11 et 17 % suivant le métal considéré.

Concentrations dissoutes L'incertitude sur les concentrations dissoutes a été évalué par des tests de répétabilité (n=30) au cours de la thèse de [Robert-Sainte \(2009\)](#).

L'incertitude est, pour nos gammes de concentrations, de 26 % pour le cuivre, 19 % pour le plomb, 13 % pour les concentrations en zinc les plus faibles (<200 µg/l) et 0,5 % pour

11.1 Incertitudes sur les concentrations

TAB. 11.3: Incertitudes sur l'analyse des métaux traces (concentrations totales)

Métal	Certifié* (mg/kg)	Mesuré* (mg/kg)	Taux de mi- néralisation	I (mg/kg)	I (%)
Cuivre	96±6	79	82 %	10	17 %
Plomb	176±22	122	69 %	13	15 %
Zinc	530±7	377	71 %	30	11 %

*± l'écart type

les concentrations en zinc les plus fortes ($>2000 \mu\text{g/l}$).

11.1.2 Contamination lors du prélèvement

11.1.2.1 Collecteur de retombées atmosphériques

Le collecteur de retombées atmosphériques est en acier inoxydable. Bien que l'étude de [Robert-Sainte *et al.* \(submitted in 2009\)](#) sur des bancs d'essai n'ait pas mis en évidence d'émission de métaux par ce matériau, un blanc a été réalisé pour les métaux traces.

De l'eau de pluie synthétique fabriquée à partir d'eau osmosée et d'un mélange de sels à pH 6,5 ([Robert-Sainte, 2009](#)) a été dopée par un mélange de métaux traces à 2 ppb. Cette eau a été analysée avant (témoin) et après 10 passages par l'entonnoir pré-lavé, en triplicats.

Le tableau 11.4 montre les résultats de ces tests. Après 10 passages sur le collecteur, une production de 2,4 ppb de cuivre et 2,6 ppb de zinc est mise en évidence. Pour le zinc, cette contamination ne représente qu'1 % des médianes mesurées dans les retombées atmosphériques. Par contre pour le cuivre cette contamination représente 40 %. Cependant, si la contamination est supposée proportionnelle au temps de contact avec l'entonnoir, elle ne serait que de 4 % pour un seul passage. Pour le plomb la différence des concentrations appartient à la variabilité de la mesure, la contamination par le collecteur n'est donc pas significative.

TAB. 11.4: Contamination en métaux traces par le collecteur de retombées atmosphériques (moyennes ± l'écart type sur les 3 répétabilités)

	Cu	Pb	Zn
Témoin (ppb)	2,0±0,18	1,7±0,36	3,0±0,21
Après 10 passages (ppb)	4,4±0,13	2,8±1,1	5,6±0,17
%Catm *	40 %	-	1 %

*Pourcentage que représente la production (10 passages) par le collecteur par rapport à la médiane des concentrations dans les retombées atmosphériques.

11.1.2.2 Préleveurs automatiques

Des blancs préleveurs ont été effectués à la fin de la période d'échantillonnage en juin 2009, afin d'évaluer la contamination par les préleveurs qui sont restés sur site pendant près d'un an et demi. Ces tests ont été effectués sur les préleveurs des sites Référence et Nord. Comme en moyenne une dizaine de litres ont été échantillonnés par événement pluvieux, 10 l d'eau du robinet ont été échantillonnés par les préleveurs testés, dans les conditions et sur les lieux des échantillonnages. L'eau du robinet a été au préalable sous échantillonnée pour estimer ses teneurs en micropolluants avant passage dans les préleveurs. Toutes les étapes du protocole d'échantillonnage ont été suivies, et 3 sous échantillons ont été pris pour l'analyse. L'échantillon n'a pas été filtré étant donné la quasi absence de MES.

Toutes les concentrations en micropolluants organiques ont été mesurées au dessous des limites de quantification.

11.2 Incertitudes sur les volumes mesurés

Les volumes mesurés correspondent à l'intégration des débits sur l'événement pluvieux. L'incertitude sur ces volumes dépend donc de l'incertitude sur la mesure de débit (qui dépend du type d'équipement mis en place) et de l'incertitude sur l'évaluation de la durée des événements pluvieux.

11.2.1 Incertitudes des volumes mesurés sur Référence

11.2.1.1 Incertitudes de la mesure de débit par hauteur/vitesse

Incertitudes sur le débit Le calcul d'incertitude a été fait pour la période après le 02/07/08 (après le changement de capteur), dont les données sont utilisées dans les interprétations.

L'incertitude de la mesure de débit par couplage bulle à bulle / Doppler est donnée par l'équation 11.4 (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2000) où Q_{hv} est le débit mesuré, S_h la section mouillée, V la vitesse mesurée, et U la vitesse moyenne calculée. Les incertitudes sont supposées indépendantes.

$$\left| \frac{\Delta Q_{hv}}{Q_{hv}} \right| = \sqrt{\left| \frac{\Delta S_h}{S_h} \right|^2 + \left| \frac{\Delta V}{V} \right|^2 + \left| \frac{\Delta U}{U} \right|^2} \quad (11.4)$$

L'incertitude relative sur la section mouillée correspond à l'incertitude relative sur la hauteur d'eau. $\Delta h/h$ a été estimé par le coefficient de variation du signal à Q constant : 15 % pour $h=2$ cm et 1 % pour $h=8$ cm. L'incertitude sur la vitesse mesurée a été estimée de la même façon à 5 % pour $h=5$ cm et 3,5 % à 8 cm. D'après Bertrand-Krajewski *et al.* (2000), l'incertitude relative sur U est inférieure à 10 % si $h < 1$ m.

L'incertitude relative totale sur le débit mesuré varie donc entre 20 % à petits débits (<10 l/s) et 10 % à plus forts débits.

Validation par traçage chimique Le but du traçage chimique est de vérifier le débit mesuré par le débitmètre en suivant la dilution d'un traceur introduit dans l'écoulement à une concentration et un débit connus. La méthode du traçage chimique par injection à débit constant d'après les normes françaises NF X10-131 et 132 a été utilisée.

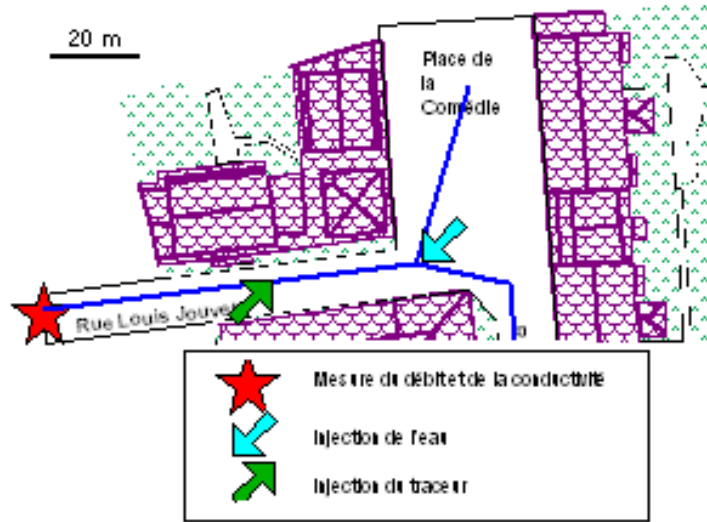
Le chlorure de sodium a été choisi comme traceur car il est inerte vis-à-vis du milieu, soluble en grande quantité dans l'eau, décelable à des concentrations non toxiques et ses variations de concentration sont mesurables sans modification du débit. La concentration initiale C_1 du traceur introduit à un débit q constant est comparée à sa concentration C_2 dans un échantillon prélevé en aval dans le courant de débit Q , qui en contient à l'origine la concentration C_0 . La loi de conservation de la matière implique l'équation 11.5 suivante :

$$Q = q \times \frac{C_1 - C_2}{C_2 - C_0} \quad (11.5)$$

Sur site, une ou deux cureuses (suivant le débit souhaité) du conseil général ont injecté un débit constant d'eau dans un regard amont au point de mesure (flèche bleu sur la figure 11.1a). Le sel a été injecté dans le regard intermédiaire (flèche verte sur la figure 11.1a) à un débit constant à l'aide d'un tube d'injection de hauteur 90 cm et de diamètre 12 cm (figure 11.1c) qui utilise le principe du vase de Mariotte. La conductivité a été mesurée à l'aval (étoile rouge sur la figure 11.1a), à une distance d'environ 20 m du point d'injection afin d'assurer le bon mélange. Deux conductimètres différents ont été installés, et une mesure a été faite toutes les 10 s à partir du moment de l'injection jusqu'au retour de la conductivité à son niveau initial. La concentration en sel a été reliée à la conductivité par un étalonnage externe réalisé avec l'eau de la cureuse. Un exemple de palier de conductivité est montré en figure 11.1d. L'injection d'eau n'a été faite que pendant la période du traçage pour économiser l'eau d'où le palier de débit, mais le sel a bien été injecté lorsque le débit était devenu constant.

Deux séries de traçage ont été réalisées. Les premières le 16 juillet 2008 avec une seule cureuse, et les deuxièmes le 9 septembre 2009 avec deux cureuses afin d'atteindre des débits plus importants. Pour chacun des tests réalisés, la différence entre les deux conductimètres était inférieure à 1 % et la variabilité du débit d'injection du sel inférieure à 3 %. La variabilité de l'enregistrement du débit par le débitmètre pendant le plateau de conductivité était entre 7 et 25 % pour le premier test, et entre 3 et 10 % pour le deuxième. Ces caractéristiques valident les conditions des traçages.

Les tableaux 11.5 et 11.6 résument les résultats des traçages effectués les deux jours.



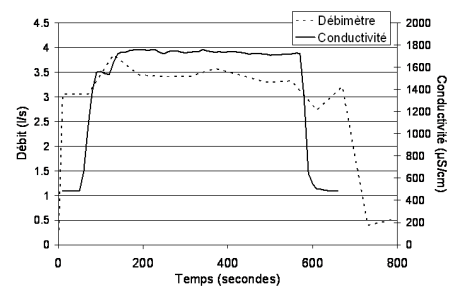
(a) Plan du traçage



(b) Cureuse



(c) Système d'injection du sel



(d) Palier de conductivité pendant l'injection de l'eau

FIG. 11.1: Description du traçage chimique sur Référence

Les erreurs relatives varient entre 1 et 28 % et sont plus élevées lors du premier traçage. La majorité des tests montrent une différence inférieure à 10 %. Les erreurs mesurées par le traçage sont cohérentes avec les incertitudes de mesure évaluées au paragraphe précédent.

TAB. 11.5: Résultats des traçages chimiques effectués le 16 juillet 2008

		Test1	Test2	Test3	Test4	Test5
Débit traçage	Débit moyen	0,7	0,7	2,9	3,9	3,5
	CV %	0	0	0	0	1
Débitmètre	Débit moyen	0,7	0,7	3,4	4,8	4,4
	CV %	12	25	7	11	8
Erreur		-1 %	-3 %	18 %	24 %	28 %

TAB. 11.6: Résultats des traçages chimiques effectués le 9 septembre 2009

		Test6	Test7	Test8	Test9	Test10
Débit traçage	Débit moyen	8,1	10	3,5	4,2	2,2
	CV %	0	0	0	0	0
Débitmètre	Débit moyen	7,5	11	3,4	4,1	2,0
	CV %	10	3	3	6	6
Erreur		-8 %	4 %	-1 %	-2 %	-7 %

11.2.1.2 Incertitude sur les durées d'événements et conclusion pour ΔV

Après la mise en place d'un bourrelet, le 02/07/08, le capteur est toujours en eau et mesure une vitesse dès que l'écoulement commence. L'incertitude sur la durée de l'événement n'est donc que de quelques minutes, ce qui est négligeable au niveau du volume estimé car le débit intégré pendant ces quelques minutes est faible.

Dans ce cas l'incertitude sur le volume a été considéré au maximum égale à l'incertitude sur le débit.

Par contre avant le changement de sonde, comme indiqué au paragraphe 8.2.2.1, les hauteurs d'eau de débuts et fins d'événements n'étaient pas mesurés, car la sonde n'était pas immergée. Une sous estimation du volume a donc eu lieu.

Pour évaluer l'importance de cette erreur, le volume passé pendant ces périodes a été grossièrement évalué à partir des mesures de vitesse, de hauteurs d'eau extrapolées (par une fonction linéaire de la vitesse) et de l'équation 8.1. Ce volume représente 13 % du volume effectivement mesuré pendant cette période. Cette erreur sur le volume dépend de l'importance de l'événement pluvieux et est d'autant plus importante que l'événement est faible. Pour les échantillonnages effectués au cours de cette période (entre janvier et avril 2008), il a donc été décidé de ne pas utiliser ces valeurs de volumes, mais de les simuler par le modèle défini au chapitre 17.

11.2.2 Incertitudes des volumes mesurés sur les autres sites

Sur les autres bassins versants, le débit est déduit de la hauteur d'eau mesurée par bulle à bulle en amont d'un seuil triangulaire.

11.2.2.1 Incertitudes de la mesure de débit par déversoirs

Incertitude théorique L'incertitude relative sur la mesure du débit est donnée par l'équation 11.6 qui est dérivée de la relation de Kindsvater (relation étalonnée pour un déversoir triangulaire) (Bertrand-Krajewski *et al.*, 2000). Q_{seuil} est le débit mesuré par un

déversoir triangulaire, μ est le coefficient de débit et h la hauteur d'eau en amont du seuil.

$$\left| \frac{\Delta Q_{seuil}}{Q_{seuil}} \right| = \sqrt{\left| \frac{\Delta \mu}{\mu} \right|^2 + \left| \frac{5}{2} \cdot \frac{\Delta h}{h} \right|^2} \quad (11.6)$$

L'incertitude relative sur μ est considérée égale à 5 % (respect des conditions de la norme). L'incertitude sur h a été évaluée par rapport à la variabilité du signal par temps sec à $\Delta h = 0,5$ cm sur Nord, $\Delta h = 0,25$ cm sur Jardin et $\Delta h = 0,35$ cm sur Sud. Les incertitudes relatives sont d'autant plus faibles que h est grand, et varient donc :

- pour Nord, entre 10 % à 10 l/s et 30 % à 0,5 l/s,
- pour Jardin, entre 7 % et à 10 l/s et 16 % à 0,5 l/s,
- pour Sud, entre 8 % et à 10 l/s et 21 % à 0,5 l/s.

Validation par empotage La relation entre hauteur et débit à l'amont d'un déversoir triangulaire dépend des caractéristiques des sites qui s'approchent des conditions théoriques de la norme, mais ne peuvent pas parfaitement les reproduire. Il a donc été nécessaire de vérifier la relation in situ. Cette vérification a été faite par empotage sur les sites Nord et Jardin, le traçage chimique n'étant pas réalisable à cause de la retenue d'eau en amont du seuil qui aurait modifié les taux de dilution.

Une cureuse a injecté un débit d'eau constant en amont des seuils. Le volume d'eau passé par le seuil pendant une durée chronométrée a été récupéré dans un sac poubelle, puis pesé. Le débit moyen estimé a été comparé au débit moyen mesuré par le débitmètre pendant cette période.

Huit tests ont été effectués sur Jardin entre 1 l/s et 5 l/s. L'écart entre le débit estimé par empotage et mesuré par le débitmètre varie entre -18 % et 11 %. Un test a été réalisé sur Nord autour de 2 l/s, et a donné une erreur de 18 %. Cet écart intègre à la fois les erreurs sur la mesure du débitmètre et les erreurs sur l'empotage.

11.2.2.2 Incertitude sur les durées d'événements et conclusion pour ΔV

Dans le cas des sites régulés, l'erreur qui peut être faite est de mesurer un débit alors que l'eau ne coule pas (ou l'inverse). Pour tous les sites, Δh est inférieur à 0,5 cm ce qui correspond à un débit de 0,002 l/s. L'écoulement de l'eau à ce débit pendant 24 h représente un volume de 0,17 m³. Cette source d'incertitude est donc négligeable devant les autres.

L'incertitude sur le volume mesuré est donc supposée égale à l'incertitude sur le débit.

11.3 Incertitudes sur les volumes simulés

La partie 17 décrit un modèle permettant de simuler les volumes à partir des données de pluie et de surface des bassins versants. L'incertitude sur ces volumes estimés (notés

$\bar{V}$) seront donc liées aux incertitudes sur la pluie, sur les surfaces et sur les paramètres du modèle.

11.3.1 Incertitudes sur la pluie

L'incertitude sur la pluie vient soit d'une incertitude sur la mesure du volume capté par le pluviomètre, soit d'une incertitude sur la représentativité de la pluie captée par le pluviomètre du fait de sa situation.

L'incertitude sur la mesure du volume est tirée de la relation $H_{tot} = V_{aug} \cdot N/S$ entre la hauteur d'eau H_{tot} , le volume de l'auget V_{aug} , le nombre N de basculements d'auget pendant la pluie, et la surface S de captation du pluviomètre. Elle est donnée par l'équation 11.7.

$$\left| \frac{\Delta H_{tot}}{H_{tot}} \right| = \left| \frac{\Delta V_{aug}}{V_{aug}} \right| + \left| \frac{\Delta N}{N} \right| + \left| \frac{\Delta S}{S} \right| \approx 0,066 + \frac{0,2}{H_{tot}} \quad (11.7)$$

L'incertitude relative de V_{aug} a été évaluée en récupérant l'eau captée et en la comparant au volume enregistré par le pluviomètre ; elle est au maximum de 5,6 %. L'incertitude relative de la surface de captation est évaluée à 1 %. Le nombre de basculements d'auget est connu à ± 1 basculement près du fait de l'incertitude sur le remplissage de l'auget en début et fin de pluie. L'incertitude relative sur la hauteur de pluie diminue donc en $1/H_{tot}$ et vaut 27 % pour une pluie de 1 mm, 11 % pour une pluie de 5 mm, et au minimum 6,6 % pour une pluie plus importante.

Le deuxième type d'incertitude a été évalué en comparant les volumes mensuels enregistrés par les 3 pluviomètres à notre disposition entre janvier 2008 et août 2009, en éliminant les mois où les chroniques des pluviomètres de la DEA n'étaient pas complètes (suite à des problèmes techniques), ce qui représente 2 mois pour le pluviomètre DEA14 et 4 mois pour le pluviomètre DEA17. Le tableau 11.7 permet de comparer les volumes enregistrés pour tous les mois et le coefficient de variation (CV %) correspondant. Les coefficients de variation entre les 3 hauteurs mesurées mensuellement sont faibles, variant entre 1 et 14 %. En cumul sur les 16 mois pour lesquels les 3 chroniques sont complètes, le coefficient de variation est de 2 %, ce qui valide nos données de pluviométrie. Les différences observées viennent d'une non homogénéité de la pluie à petite échelle.

Dans la suite du document, les exploitations sont faites avec les données enregistrées par le pluviomètre du Leesu uniquement.

11.3.2 Incertitudes sur les surfaces

Les aires S de chaque type de surfaces ont été estimées à partir d'une orthophoto. L'incertitude sur les surfaces peuvent être dues soient à la résolution de la photo, soit à l'incertitude sur la délimitation des surfaces.

TAB. 11.7: Hauteurs d'eau enregistrées par les 3 pluviomètres mensuellement

Mois	Hauteur d'eau précipitée (mm)			CV %
	Pluvio Leesu	DEA14	DEA17	
Janvier 08	56,8	51,8	52,6	5 %
Février 08	57,4	63,4	54	8 %
Mars 08	83,4	81,4	81,2	1 %
Avril 08	48,0	55,6	49,6	8 %
Mai 08	97,2	92,4	95,8	3 %
Juin 08	35,2	36,8	36,4	2 %
Juillet 08	16,0	18,2	13,8	14 %
Novembre 08	56,4	55,4	52,6	4 %
Décembre 08	30,4	29,8	38,2	14 %
Janvier 09	48,2	54,8	51,0	6 %
Mars 09	38,0	43,6	42,4	7 %
Avril 09	47,6	52,0	51,4	5 %
Mai 09	75,8	75,4	79,6	3 %
Juin 09	72,0	73,0	80,4	6 %
Juillet 09	51,6	42,8	57,8	15 %
Août 09	25,4	28,0	31,6	11 %
Total	839,4	854,4	868,4	2 %

La résolution de l'orthophoto est de 12,5 cm pour une surface de 2,25 km². L'incertitude sur l'aire mesurée est donc de 10⁻⁶ %, ce qui est négligeable devant toutes les autres incertitudes.

L'erreur sur le tracé des limites a été évaluée à 0,5 m. D'où l'incertitude relative sur la surface donnée par l'équation 11.8.

$$\left| \frac{\Delta S}{S} \right| = 2 \left| \frac{\Delta l}{\sqrt{S}} \right| \approx \frac{1}{\sqrt{S}} \quad (11.8)$$

L'incertitude sur la surface varie donc en $1/\sqrt{S}$ et vaut 1 % pour une surface d'1 ha, 10 % pour une surface de 100 m² et 14 % pour une surface de 50 m².

11.3.3 Incertitudes sur les volumes simulés

Les volumes simulés $\bar{V}$ sont calculés à partir de coefficients de ruissellement simulés $\overline{CR}$, de la hauteur de pluie H_{tot} et de la surface S suivant :

$$\bar{V} = \overline{CR} \cdot H_{tot} \cdot S$$

Les incertitudes sur les paramètres étant indépendants, l'incertitude sur $\bar{V}$ est estimée par :

$$\begin{aligned}\frac{\Delta\bar{V}}{\bar{V}} &= \sqrt{\left(\frac{\Delta\bar{C}R}{\bar{C}R}\right)^2 + \left(\frac{\Delta H_{tot}}{H_{tot}}\right)^2 + \left(\frac{\Delta S}{S}\right)^2} \\ &= \sqrt{\left(\frac{\Delta\bar{C}R}{\bar{C}R}\right)^2 + \left(0,066 + \frac{0,2}{H_{tot}}\right)^2 + \frac{1}{S}}\end{aligned}$$

Les incertitudes sur les coefficients de ruissellement sont discutés dans le chapitre 17 sur le modèle de ruissellement.

11.4 Conclusion et incertitudes sur les masses

Ces calculs d'incertitude vont servir à évaluer la représentativité de la différence entre les masses mesurées M et les masses simulées $\bar{M}$.

Masses mesurées Les masses mesurées M sont calculées par $M=C.V$. Les incertitudes sur C et sur V étant décorrélées, l'incertitude sur M est donnée par :

$$\frac{\Delta M}{M} = \sqrt{\left(\frac{\Delta C}{C}\right)^2 + \left(\frac{\Delta V}{V}\right)^2} \quad (11.9)$$

Les incertitudes suivant les familles de contaminants sont données dans le tableau 11.8.

TAB. 11.8: Incertitudes relatives sur les masses mesurées (indice d pour le dissous)

	Référence	Nord	Jardin & Sud
PCB28	26 %	31 %	28 %
PCB28d	33 %	40 %	37 %
Σ HAP	24 %	29 %	26 %
Σ HAPd	21 %	27 %	23 %
NP	22 %	28 %	25 %
NPd	27 %	32 %	29 %
OP	31 %	35 %	33 %
OPd	36 %	40 %	38 %
Cu	20 %	26 %	23 %
Zn	15 %	23 %	19 %

Somme de masses Les masses de contaminant sont calculées en somme des événements i suivant l'équation suivante :

$$M = \sum_i M_i$$

Les incertitudes sur M_i , notées $I\%_i$ en relatif, étant non corrélées, l'incertitude sur la somme est donnée par l'équation :

$$\frac{\Delta M}{M} = \frac{\sqrt{\sum_i (I\%_i \cdot M_i)^2}}{\sum_i M_i}$$

Les calculs finaux d'incertitude sur les masses totales sont intégrés dans les résultats de la partie [VI](#).

Quatrième partie

Évaluation de la contamination des eaux pluviales d'un bassin versant amont

Introduction

Cette partie vise à caractériser et quantifier la contamination des eaux pluviales d'un petit bassin versant résidentiel en zone urbaine. Elle s'appuie sur les échantillonnages effectués à l'aval du bassin versant appelé Référence, assaini par un réseau séparatif strict ; et sur les échantillonnages effectués dans les voies d'introduction : retombées atmosphériques totales, ruissellement d'une parcelle bâtie (bâtiment et jardin sur dalle) et d'une portion de voirie.

Le *chapitre 12* donne les résultats du balayage quantitatif (69 substances) effectué par le laboratoire prestataire sur 3 échantillons de retombées atmosphériques et 3 échantillons d'eaux pluviales.

Le *chapitre 13* résume les principaux résultats sur les paramètres globaux (pH, conductivité, matières en suspension, matière organique) obtenus par l'analyse de 19 échantillons d'eaux pluviales de Référence, 24 de retombées atmosphériques, 15 de ruissellement de bâti et 12 de ruissellement de voirie.

Le *chapitre 14* évalue la contamination en micropolluants organiques (PCB, HAP, AP) dans les eaux pluviales de Référence (11 événements pluvieux), dans les retombées atmosphériques (15 événements), dans le ruissellement de bâti (9 événements) et dans le ruissellement de voirie (2 événements).

Le *chapitre 15* évalue la contamination en métaux traces (Cu, Pb, Zn) dans les eaux pluviales de Référence (6 événements pluvieux), dans les retombées atmosphériques (9 événements), dans le ruissellement de bâti (5 événements) et dans le ruissellement de voirie (7 événements).

Le *chapitre 16* propose une synthèse de ces résultats et une discussion sur l'intérêt de la gestion à l'amont des eaux pluviales du point de vue de la protection de la qualité des milieux.

Chapitre 12

Occurrence des substances prioritaires

Ce chapitre s'inscrit dans le contexte d'état des lieux de la qualité des eaux de surface, dont l'amélioration est un des objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (2000/60/CE). Pour établir ce diagnostic, il est nécessaire de déterminer quelles sont les sources principales des micropolluants dans le milieu aquatique. C'est à ce titre qu'un large spectre de polluants, notamment ceux de la liste des substances prioritaires de la DCE, a été recherché et quantifié dans quelques échantillons d'eau de pluie et d'eau de ruissellement. Les résultats sont comparés à ceux de [Zgheib \(2009\)](#) dont les analyses sur des eaux pluviales à l'aval de grands bassins versants (pavillonnaire et résidentiel dense) ont été effectués par le même laboratoire prestataire.

12.1 Quels micropolluants dans les eaux pluviales d'un bassin versant amont ?

Entre 24 et 69 molécules différentes (suivant les échantillons) ont été recherchées sur 7 échantillons pour un total de 375 recherches ciblées de substances. Seulement 23 molécules ont été détectées parmi lesquelles 17 quantifiées au moins une fois. Il s'agit de certains *HAP*, des *nonylphénols ramifiés*, du *di(2-éthylhexyl)phtalate*, et de certains *pesticides* (dieldrine, atrazine, diuron, isoproturon, métaldéhyde, glyphosate et AMPA). Ce qui représente une fréquence totale de détection de 33 % et de quantification de 19 %.

12.1.1 De l'atmosphère au ruissellement

Les fréquences de détection et de quantification de chaque substances sont représentées en figure 12.1 dans les retombées atmosphériques, et en figure 12.2 dans le ruissellement. La comparaison des deux graphiques met en évidence une contamination locale des eaux de ruissellement en la plupart de ces substances. En effet 5 HAP, le phtalate, le glyphosate, l'AMPA, la dieldrine et l'atrazine ont été détectés dans le ruissellement mais pas dans les retombées atmosphériques. Quant aux autres composés, leur fréquence de détection est plus faible dans les retombées atmosphériques que dans le ruissellement. Ces observations s'expliquent par le fait que ces molécules sont toutes liées à une utilisation locale : les HAP dans le trafic routier, les nonylphénols et les phtalates comme agents de formulation dans des produits d'entretien ou de génie civil, et les phytosanitaires peuvent être utilisés sur les surfaces urbaines. Les différences observées sur l'atrazine et la dieldrine, phytosanitaires pourtant interdits d'utilisation en France, sont plus difficiles à expliquer. Une hypothèse serait une utilisation de produits achetés avant l'interdiction, ou une érosion de stocks sur place.

Les contaminants retrouvés sont caractéristiques d'un milieu urbain et une grande partie de la liste des substances prioritaires de la DCE a été détectée dans les eaux pluviales.

Presque tous les 16 HAP de l'US-EPA ont été détectés au moins une fois sauf l'anthracène et l'acénaphthylène. Parmi les HAP classés prioritaires par la DCE, le fluoranthène et le benzo(a)anthracène ont été quantifiés dans 100 % des échantillons d'eaux pluviales (50 % pour les retombées atmosphériques). Le benzo(b)fluoranthène et le benzo(g,h,i)pérylène ont été détectés dans 100 % des échantillons d'eaux pluviales et quantifiés dans 67 % (quantifiés dans 50 % des échantillons de retombées atmosphériques). Le naphthalène a été détecté dans 100 % des échantillons d'eaux pluviales et jamais quantifié (idem pour les retombées atmosphériques). Le benzo(k)fluoranthène et l'indéno(1,2,3)pyrène ont été détectés dans 67 % des échantillons (50 % pour l'indéno(1,2,3)pyrène dans les retombées atmosphériques). Leur présence dans nos échantillons était attendue puisqu'ils sont des marqueurs de l'activité anthropique (Ngabe *et al.*, 2000; Jung, 2009) et sont produits par le trafic routier (Murakami *et al.*, 2008).

Les *nonylphénols* ont été détectés dans 100 % des échantillons d'eaux pluviales et quantifiés dans 66 % (50 % dans les retombées atmosphériques). Ils font partie de la liste des substances prioritaires de la DCE et sont caractéristiques de l'activité humaine (Ying *et al.*, 2002) : leurs précurseurs, les nonylphénols éthoxylates, ayant été utilisés comme agents de formulation pour de nombreux détergents, matières plastiques et matériaux de génie civil. Ils ont été très peu étudiés dans les eaux pluviales : 3 études ont été recensées en France Zgheib (2009), en Suède Björklund *et al.* (2009) et en Angleterre Rule *et al.* (2006).

12.1 Quels micropolluants dans les eaux pluviales d'un bassin versant amont ?

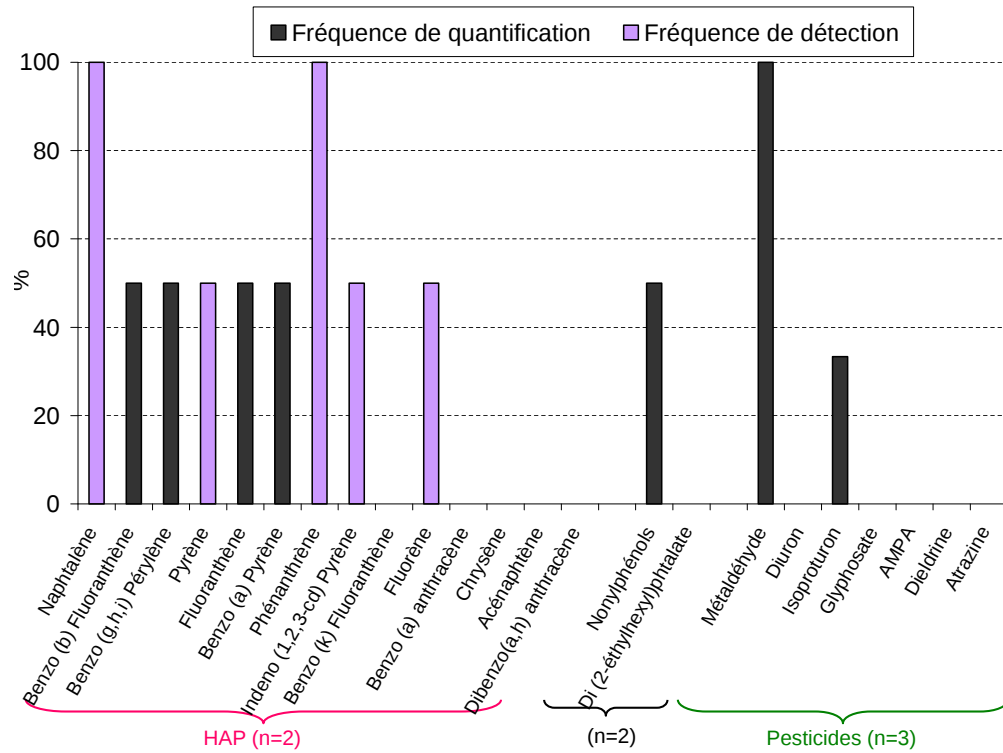


FIG. 12.1: Fréquences de détection et de quantification pour les balayages quantitatifs sur les retombées atmosphériques

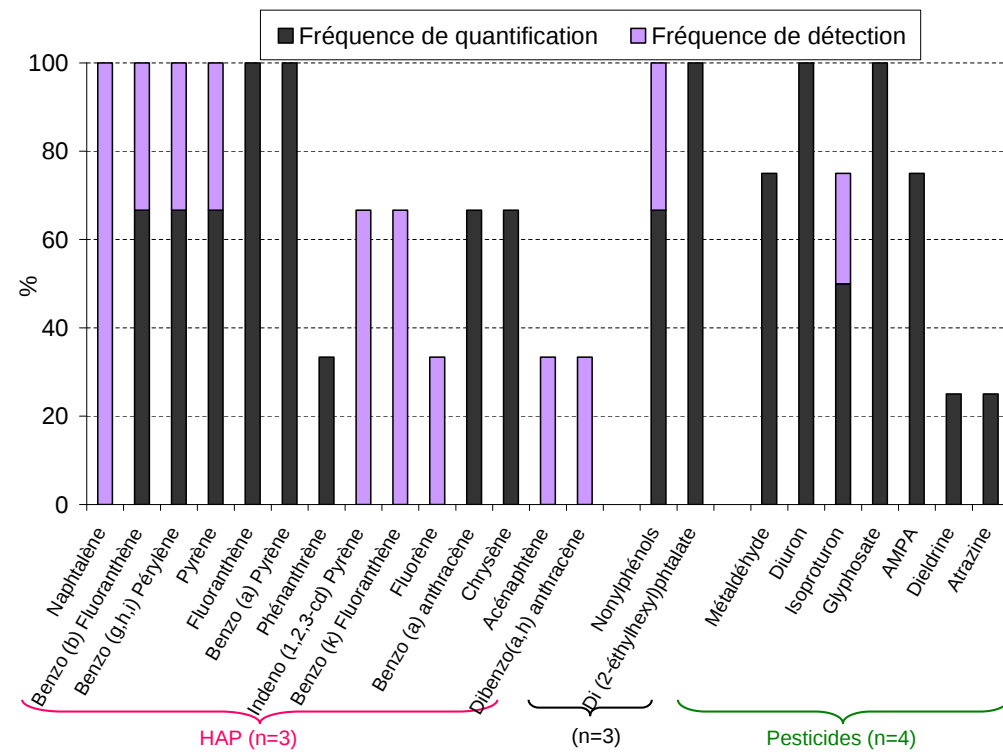


FIG. 12.2: Fréquences de détection et de quantification pour les balayages quantitatifs sur le ruissellement

Les *phthalates*, également substances prioritaires de la DCE, ont été quantifiés dans 100 % des échantillons d'eaux pluviales (jamais détectés dans les retombées atmosphériques) ce qui s'explique par leur fréquente utilisation en tant que plastifiants dans de nombreux matériaux. Un certain nombre d'études ont déjà prouvé leur présence dans les eaux pluviales ([Björklund et al., 2009](#); [Dargnat et al., 2009](#); [Zgheib, 2009](#)).

Parmi les *pesticides*, le glyphosate et le diuron sont les plus souvent détectés : ils ont été quantifiés dans 100 % des échantillons d'eaux pluviales (le glyphosate n'ayant jamais été détecté dans les retombées atmosphériques et le diuron quantifié dans 100 %). D'après [Dubus & Hollis \(2000\)](#), le diuron est surtout soumis à un transport local, mais sa forte persistance ([Giacomazzi, 2004](#)) entraîne sa détection, même longtemps après l'épandage. Le glyphosate (et son dérivé l'AMPA détecté dans 75 % des échantillons d'eaux pluviales) sont les pesticides les plus utilisés en milieu urbain, notamment par le service voirie de la ville de Noisy-le-Grand, il n'est donc pas étonnant de les mesurer dans nos échantillons. Le métaldéhyde a été détecté dans 75 % des échantillons d'eaux pluviales (100 % pour les retombées atmosphériques). C'est un molluscicide qui peut être épandu pour tuer les escargots et limaces. Il est très mobile mais peu persistant. L'isoproturon a été détecté dans 50 % des échantillons. Enfin l'atrazine et la dieldrine, deux herbicides interdits d'utilisation en France respectivement depuis 2003 et 1994, ont été détectés dans 25 % des échantillons d'eaux pluviales et jamais dans les retombées atmosphériques). L'atrazine est susceptible d'être transporté sur de grandes distances ([Dubus & Hollis, 2000](#)) et a été détecté à Strasbourg pendant les périodes d'épandage dans les zones rurales de la région ([Scheyer, 2004](#)). Les pesticides détectés ont donc plusieurs voies d'introduction potentielles : l'épandage local, les retombées atmosphériques suite à un transport à moyenne ou longue distance et l'érosion de stocks locaux.

En plus des substances recherchées de façon ciblée, le laboratoire a épisodiquement quantifié d'autres pesticides. Il s'agit, avec leur fréquence de quantification dans les eaux pluviales entre parenthèses : de l'époxyconazole (29 %), du métalochlore (29 %), de l'acétochlore (29 %), du myclobutanil (14 %), du chlortoluron (57 %), propiconazole (29 %), du 1-(3,4-Dichlorophényl)-3-méthylurée (43 %), 1-(3,4-Dichlorophényl)-urée (14 %) et de la carbendazime (14 %).

12.1.2 Molécules non détectées, réellement absentes ?

Un certain nombre de substances recherchées n'ont jamais été détectées dans nos échantillons. Il s'agit, avec leurs limites de détection et de quantification entre parenthèses :

- du mercure (1 µg/l, NQE=0,5 µg/l dans le dissous),
- des organoétains (0,01 - 0,02 µg/l, NQE=0,0002 µg/l),
- des PCB (0,05 - 0,1 µg/l, NQE=0,001 µg/l en somme),

- des octylphénols (0,05 - 0,1 µg/l, NQE=0,1 µg/l),
- des chlorophénols (0,25 - 0,05 µg/l, NQE=0,007 µg/l),
- des composés organiques volatils (COV) (0,2 à 1 - 0,1 à 2,5 µg/l),
- des chlorobenzènes (0,05 à 0,1 - 1,5 à 2,5 µg/l),
- des PBDE (0,003 - 0,01 µg/l, NQE=0,0005 µg/l),
- de certains pesticides (0,05 - 0,1 µg/l).

Cependant leur non détection ne signifie pas forcément leur absence des échantillons, puisqu'ils peuvent être présents dans des teneurs inférieures aux limites de détection. D'autant que certains d'entre eux ont déjà été quantifiés dans des eaux pluviales : les organoétains ([Cornelissen et al., 2008](#); [Zgheib, 2009](#)), les PCB ([Rossi et al., 2004](#)), l'octylphénol ([Becouze et al., 2008](#)), les COV ([Zgheib, 2009](#)). Il est donc important de déterminer si ces données permettent de conclure sur la qualité des eaux.

Les limites de détection ou de quantification du laboratoire prestataire, sont parfois supérieures aux valeurs des normes de qualité environnementale (NQE), lorsqu'elles existent (définies par décret du parlement européen : PE-CONS 3644/08). C'est par exemple le cas des chloroalcanes, du di(2-éthylhexyl)phtalate, de la dieldrine, du DDT, de l'endosulfan, du lindane, des chlorobenzène, de l'indéno(1,2,3-c,d)pyrène, du benzo(g,h,i)pérylène, du mercure et des tributylétains. Pour ces molécules, le fait de ne pas les détecter ne signifie donc pas qu'elles sont en concentrations non dangereuses pour le milieu aquatique. Ces limites analytiques sont élevées parce que les analyses sont faites sur l'échantillon total. En effet la distinction dissous/particulaire permet d'une part d'améliorer les rendements d'extraction et d'abaisser les limites ([Coquery et al., 2005](#); [Zgheib, 2009](#)); et d'autre part de travailler sur une quantité de MES plus importante et donc d'abaisser les limites de quantification. Mais cette séparation n'est pas possible pour nos échantillons peu chargés avec ce laboratoire prestataire.

12.2 Ordres de grandeur des concentrations mesurées

Dans ce paragraphe, seules les substances quantifiées au moins une fois sont considérées. Le tableau [12.1](#) donne les concentrations mesurées pour chaque substance dans les retombées atmosphériques et dans les eaux pluviales à l'exutoire du bassin versant de Référence. Lorsque la molécule n'a été quantifiée qu'une fois, cette valeur est donnée. Lorsqu'elle a été quantifiée plus d'une fois, la fourchette min - max est donnée. Les concentrations sont comparées à celles mesurées par [Zgheib \(2009\)](#) à l'aval de grands bassins versants (pavillonnaire et urbains denses), avec la même méthodologie. Cependant les analyses (sauf les pesticides) ont été faites sur le total pour nos échantillons alors que pour [Zgheib \(2009\)](#) elles ont été faites séparément sur le dissous et le particulaire, ce qui peut biaiser la comparaison.

TAB. 12.1: Concentrations ($\mu\text{g/l}$) mesurées dans les cas où la molécule a pu être quantifiée

Concentrations en ng/l					
Substances	Retombées atmosphériques		Eaux pluviales		NQE
	Cette étude*	Zgheib (2009)**	Cette étude*	Zgheib (2009)**	
Benzo (a) Pyrène	4	10 - 37	3 - 8	11 - 310	50
Benzo (b) Fluoranthène	13	< - 44	22	26 - 660	30 ^a
Benzo (g,h,i) Pérylène	10	< - 190	14	14 - 570	2 ^b
Fluoranthène	15	1 - 190	15 - 40	10 - 110	100
Phénanthrène		< - 185	12	45 - 730	110
Pyrène		1,1 - 30	21	19 - 3254	24
Benzo (a) anthracène		< - 6	11	12 - 300	5
Chrysène		< - 3,4	13	17 - 660	6
Nonylphénols µg/l	3,4	< - 0,11	1,4	0,30 - 9,2	0,3
DEHP µg/l		< - 5	10 - 11	3 - 58	1,3
Diuron		< - 20	40 - 80	30 - 1750	200
Isoproturon	50	20 - 50	50	< - 140	300
Métaldéhyde	40 - 530	70 - 260	290 - 380	< - 580	
Glyphosate		< - 5	100 - 580	< - 1920	
AMPA		< - 47	140 - 200	< - 1470	
Chlortoluron	50		20 - 80		
Méthylurée			30 - 40		
Propiconazole			40		
Epoxyconazole	60		20		
Métolachlore	30		50		
Acétochlore	50		60		
Myclobutanil			20		

*Lorsque la molécule a été quantifiée plus d'une fois, la fourchette min - max est présentée

**Min - Max sur 3 sites (n=14)

^a somme du benzo(b)- et benzo(k)fluoranthène; ^b somme du Benzo(g,h,i)peryène et de l'Indeno(1,2,3,c,d)pyrène

Pour toutes les substances sauf (le nonylphénol et l'époxyconazole), les concentrations mesurées dans les retombées atmosphériques sont inférieures aux concentrations dans les eaux pluviales de Référence. En effet certaines molécules sont émises par le bassin versant suite à l'érosion des structures ou aux activités humaines : les HAP sont émis par le trafic routier, les phtalates sont émis par certains plastiques (Björklund *et al.*, 2009; Dargnat *et al.*, 2009). Les pesticides peuvent être épendus localement ou s'être accumulés dans les sols. Par contre il est difficile d'expliquer le comportement du nonylphénol, une contamination lors de l'échantillonnage, du flaconnage ou de l'analyse dans les retombées

atmosphériques est à envisager.

La somme des HAP a été mesurée à 42 ng/l dans les retombées atmosphériques et entre 18 et 140 ng/l à l'exutoire du bassin versant Référence. Ces valeurs sont un ordre de grandeur au dessous de celles mesurées par [Zgheib \(2009\)](#) à l'exutoire de ses grands bassins versants séparatifs : 680 - 5600 ng/l. Certains HAP ont été mesurés à des concentrations supérieures aux NQE : le fluoranthène (1,5 fois supérieures), le benzo(a)anthracène (2 fois), le phénanthrène (égal), le chrysène (2,5 fois).

Les nonylphénols n'ont été quantifiés qu'une fois dans les eaux pluviales à 1,4 µg/l, soit à un niveau 2 fois plus élevé que dans les eaux pluviales du bassin versant pavillonnaire de [Zgheib \(2009\)](#) (0,55 µg/l) mais 3 fois plus faible que dans les eaux pluviales du bassin versant urbain dense. Ces comparaisons permettent de relier la contamination en alkylphénols à l'activité humaine, puisque les concentrations augmentent avec l'intensité de l'activité et la densité du bâti sur les bassins versants. Cette valeur de concentration pour le NP est 3 fois supérieure à la NQE.

La contamination en phtalate a été évaluée entre 10 et 11 µg/l, soit dans le même ordre de grandeur que dans les eaux pluviales pavillonnaire de [Zgheib \(2009\)](#) mais deux fois moins élevé qu'à l'aval du bassin versant urbain dense. Ces valeurs sont 7 fois supérieures aux NQE.

Enfin les pesticides ont été mesurés dans les mêmes ordres de grandeur par les deux études. Seuls le glyphosate et l'AMPA ont été mesuré dans des quantités beaucoup plus faibles qu'à l'exutoire du bassin versant pavillonnaire de [Zgheib \(2009\)](#). En effet le glyphosate est l'herbicide le plus utilisé par le grand public, d'autant plus dans les zones pavillonnaires. La dieldrine a été mesurée à des concentrations 3 fois supérieures à la NQE.

Ces analyses montrent donc que pour certains paramètres, les eaux pluviales de petits bassins versants résidentiels sont une source importante de substances prioritaires de la DCE. Même si les niveaux de contamination sont globalement plus faibles que pour de grands bassins versants ayant une densité plus importante ([Zgheib, 2009](#)), ils sont parfois supérieurs aux normes de qualité pour le milieu aquatique.

Étant donné le faible nombre d'événements échantillonnés et la variabilité inter événementielle de la qualité des eaux pluviales, il est difficile de mettre en évidence une influence des caractéristiques des événements sur les concentrations des contaminants. Le screening du 26 mai 2009 a été effectué uniquement sur les pesticides, épendus majoritairement au printemps, afin de voir si il y a une influence saisonnière.

Les concentrations mesurées en pesticides pour chaque événement sont représentées sur les graphiques de la figure [12.3](#). Contrairement aux observations de [Scheyer \(2004\)](#) qui a mis

en évidence de fortes tendances saisonnières des concentrations, les 3 événements échantillonnés ne permettent pas de conclure. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées pour l'événement du 11 novembre qui est un événement court et intense ($H_{tot}=10,8$ mm et $I_{max}=25$ mm/h sur 6 minutes).

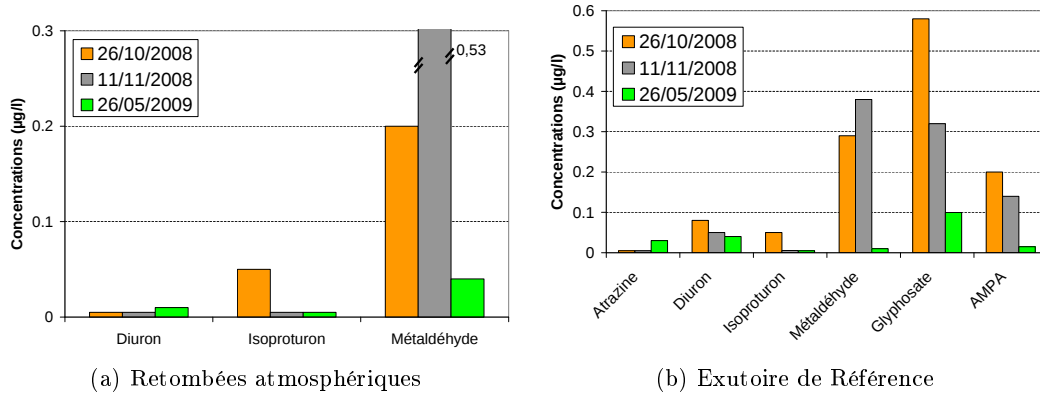


FIG. 12.3: Concentrations en pesticides en fonction de la saison

Chapitre 13

Paramètres globaux

Ce chapitre vise à caractériser les eaux pluviales du bassin versant Référence en termes de paramètres globaux (pH, conductivité, MES et matière organique). Toutes les campagnes d'échantillonnage (configuration «métaux» et «organiques», voir page 140) ont été analysées pour ces paramètres. Les données exploitées correspondent à l'exutoire de Référence (n=19), aux retombées atmosphériques totales (n=24), au ruissellement de la parcelle bâti (n=15), et au ruissellement de la voirie (n=12).

13.1 Concentrations : de l'atmosphère à l'exutoire

La figure 13.1 présente les concentrations en paramètres globaux mesurées dans les différents types d'échantillons prélevés, sous forme de boîtes à moustaches (voir explication en annexe C.2). Le tableau 13.1 en donne les valeurs médianes et 1^{er} - 9^e déciles. Dans les eaux pluviales à l'aval du site Référence :

- Le *pH* est proche de la neutralité (médiane à 7,2 sur le site de référence) et est plus basique que celui des retombées atmosphériques (médiane à 7,0). La *conductivité* varie entre 75 et 186 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1^{er} - 9^e déciles) et est beaucoup plus forte que dans les retombées (médiane à 23 $\mu\text{S}/\text{cm}$).
- Les concentrations en *MES* varient entre 15 et 64 mg/l (1^{er} - 9^e déciles) et sont environ 2 fois plus fortes que dans les retombées atmosphériques.
- La *DCO* est comprise entre 23 et 65 mg/l. Ces valeurs sont environ 3 fois supérieures à celles mesurées dans les retombées atmosphériques. De même les valeurs en *COT* mesurées à l'exutoire de Référence (médiane à 10 mgC/l) sont environ 2 fois supérieures au COT dans les retombées atmosphériques (médiane à 4 mgC/l).

Les concentrations augmentent donc entre les retombées atmosphériques et l'exutoire. Il y a production de MES et matière organique par le bassin versant : l'atmosphère ap-

porte jusqu'à 50 % du flux de MES et de matière organique mesuré à l'exutoire. Cette contribution atmosphérique paraît forte par rapport à ce qui est cité classiquement dans la littérature ([Chocat, 1997](#)).

Le tableau [13.1](#) permet de comparer les gammes que nous avons mesurées dans nos échantillons avec la gamme mesurée dans la littérature pour des bassins versants résidentiels (30 - 230 ha). Pour chaque paramètre, nos mesures se situent dans la gamme basse de la littérature. En comparant plus particulièrement avec des petits bassins versants (quelques dizaines d'hectares) dont les caractéristiques sont plus proches du notre et qui limitent les phénomènes de mauvais branchements, érosion de stocks ou sédimentation dans les tuyaux, des valeurs plus proches de notre ordre de grandeur sont trouvées. Par exemple sur la ZAC de Verneuil ([Daligault *et al.*, 2001](#)), un bassin versant de 1,3 ha pavillonnaire en région parisienne, les MES ont été évaluées à 77 mg/l et la DCO à 46 mgO₂/l, en moyenne. [Gromaire \(1998\)](#) a évalué la contamination des eaux de ruissellement du Marais (Paris) à 36 mg/l en MES et 56 mgO₂/l pour la DCO.

Pour les retombées atmosphériques, [Lamprea \(2009\)](#) a mesuré entre juillet 2007 et décembre 2008 (moyennes bimestrielles), des valeurs de pH entre 5,3 et 6,8, des valeurs de conductivité entre 20 et 140 µS/cm, des MES entre <2 et 35 mg/l, et des concentrations en COT entre 0,5 et 12 mgC/l. Les ordres de grandeur sont similaires entre les deux études, les sites étant tous les deux situés en zone périurbaine, proche d'une grande agglomération. Cependant l'étude de [Lamprea \(2009\)](#) lisse les valeurs extrêmes du fait du cumul des événements pluvieux sur 2 mois.

TAB. 13.1: Paramètres globaux dans les retombées atmosphériques totales, dans le ruissellement de bâti et de voirie, et à l'exutoire du bassin versant de Référence (Médianes, 1^{er} - 9^e déciles)

	pH	Conductivité (µS/cm)	MES (mg/l)	DCO (mgO ₂ /l)	COT (mgC/l)
Ret. atm. (n=24)	7,0	23	14	13	4
	5,7 - 8,1	14 - 54	5 - 51	5 - 50	2 - 17
Ruiss. Bâti (n=15)	7,1	122	55	49	17
	6,0 - 8,5	92 - 196	34 - 145	23 - 87	10 - 27
Ruiss. Voirie (n=12)	8,0	134	66	75	26
	7,2 - 9,1	82 - 185	43 - 222	41 - 149	11 - 34
Référence (n=19)	7,2	95	26	37	10
	6,6 - 7,8	75 - 166	15 - 64	23 - 65	7 - 18
Littérature EP* (Min - max)	6,4 - 7,5	92 - 1316	17 - 546	42 - 649	1,0 - 134

*Données de la littérature pour des eaux pluviales de BV résidentiels : [Saget \(1994\)](#), [Rossi \(1998\)](#), [Choe *et al.* \(2002\)](#), [Fuchs *et al.* \(2004\)](#), [Goonetilleke *et al.* \(2005\)](#), [Pitt *et al.* \(2004\)](#), [Zgheib \(2009\)](#), [Lamprea \(2009\)](#).

La qualité de l'eau évolue donc entre les retombées atmosphériques et l'exutoire du bassin versant ce qui est dû au lessivage des surfaces, les bâtiments et les voiries dans notre cas. La figure 13.1 permet de comparer les concentrations des paramètres globaux mesurées dans le ruissellement de la parcelle bâtie et de la voirie, aux concentrations dans les retombées et les eaux pluviales à l'exutoire.

Le pH est de 7,1 pour le ruissellement de la parcelle bâtie et légèrement basique (médiane à 8,0) pour le ruissellement de voirie. Ces valeurs sont plus élevées que dans les retombées atmosphériques du fait de la dissolution de dépôts ou de matériaux constitutifs des surfaces urbaines (Forster, 1999; Legret & Pagotto, 1999).

La médiane des MES est de 55 mg/l pour le bâti et de 66 mg/l pour la voirie (contre 14 mg/l dans les retombées atmosphériques); la médiane de la DCO est de 49 mgO₂/l pour le bâti et de 75 mgO₂/l pour la voirie (13 mgO₂/l dans les retombées atmosphériques); et la médiane des COT est à 17 mgC/l pour le bâti et à 26 mgC/l pour la voirie (4 mgC/l pour les retombées atmosphériques). Ces concentrations sont donc beaucoup plus fortes que dans les retombées atmosphériques. Il est plus étonnant de constater que les concentrations dans le ruissellement du bâti et dans le ruissellement de la voirie sont toutes supérieures aux concentrations mesurées dans les eaux pluviales à l'exutoire, alors qu'aucune autre voie d'introduction n'existe. Trois hypothèses peuvent expliquer cette observation :

- Une sédimentation a lieu dans les réseaux entre les arrivées des voies d'introduction et la mesure à l'exutoire. Cette hypothèse paraît peu crédible étant donné que la distance entre les deux est faible (quelques mètres à quelques dizaines de mètres) et qu'aucun dépôt n'a été observé.
- La concentration à l'exutoire a été sous estimée, ce qui paraît peu probable étant donné que l'échantillonnage a été fait correctement, et que les valeurs sont similaires à d'autres bassins versants très amonts.
- La concentration dans le ruissellement du bâti et/ou dans le ruissellement de la voirie sont surestimées.
 - il est possible que les sites «bâti» et «voirie» ne soient pas représentatifs de l'ensemble des parcelles et voiries du bassin versant, mais la différence est très grande ;
 - ou une sur estimation a été faite due aux conditions de prélèvement. C'est vraisemblable sur bâti car un petit seuil de quelques cm a pu engendrer une sédimentation, ou favoriser du charriage. De plus les concentrations sur bâti sont supérieures à la littérature pour du ruissellement de toitures (Gromaire, 1998; Lamprea, 2009).

Pour le ruissellement de la parcelle bâtie, il est difficile de comparer avec d'autres études, les apports en particules du jardin échantillonné avec la toiture biaisant les conclusions. Par exemple, nos valeurs de conductivité sont 3 fois supérieures à celles du ruissellement de toiture mesurées à Nantes (Lamprea, 2009), les valeurs de MES 9 fois supérieures, et les valeurs de COT 7 fois supérieures. Nos valeurs médianes sont dans la gamme haute ou au

dessus de celles trouvées dans la littérature (voir tableau 2.2 page 33) et sont sans doute surestimées.

Nos échantillons de ruissellement de voirie sont eux dans la gamme basse de la littérature (voir tableau 2.3 page 33), ce qui est à relier au fait que notre bassin versant est peu passant.

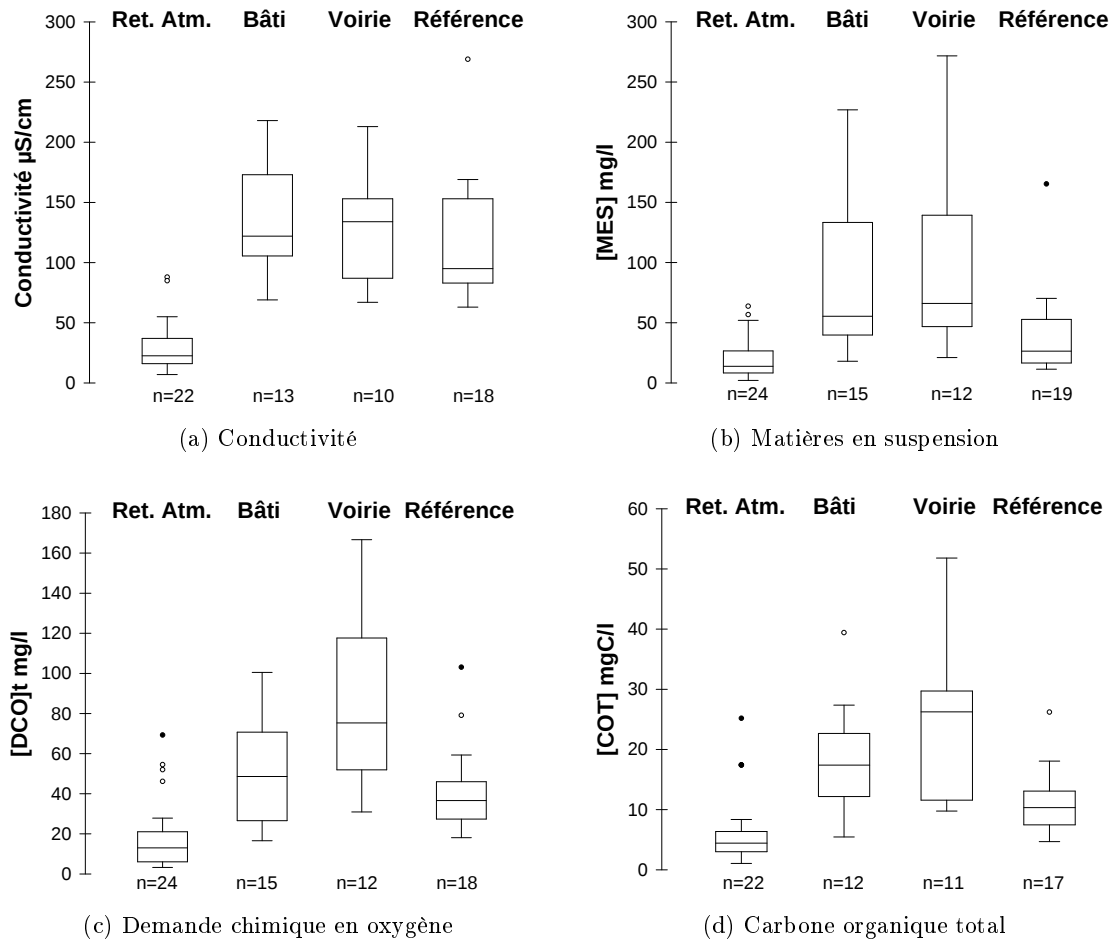


FIG. 13.1: Conductivités et concentrations en paramètres globaux

Le pH et la conductivité varient peu entre les événements. D'autres auteurs (Legret, 2001) ont pourtant mis en évidence une grande variabilité saisonnière due à l'épendage de sel pendant l'hiver. Il est possible que notre zone d'étude, peu passante, soit peu salée et que l'hiver n'ait pas été particulièrement froid.

Les graphiques de la figure 13.1 mettent en évidence la grande variabilité des paramètres MES et matières organiques entre les différents événements pluvieux. Des paramètres explicatifs de cette variabilité ont été recherchés. Les caractéristiques principales de la pluie (hauteur d'eau précipitée, I_{max} sur 6 min, durée de temps sec) ont été mises en relation

avec les concentrations des différents paramètres. Les graphiques sont donnés sur la figure 13.2. Plusieurs tendances sont mises en évidence. Dans les retombées atmosphériques, les concentrations semblent augmenter avec la durée de temps sec et diminuer avec la hauteur d'eau, l'intensité ne semble pas influencer. Pour les eaux pluviales, les tendances sont moins nettes, mais l'intensité semble jouer un plus grand rôle : le maximum de MES dans les eaux pluviales a été mesuré le 19 mai 2008, pour l'événement qui a eu le pic d'intensité le plus élevé.

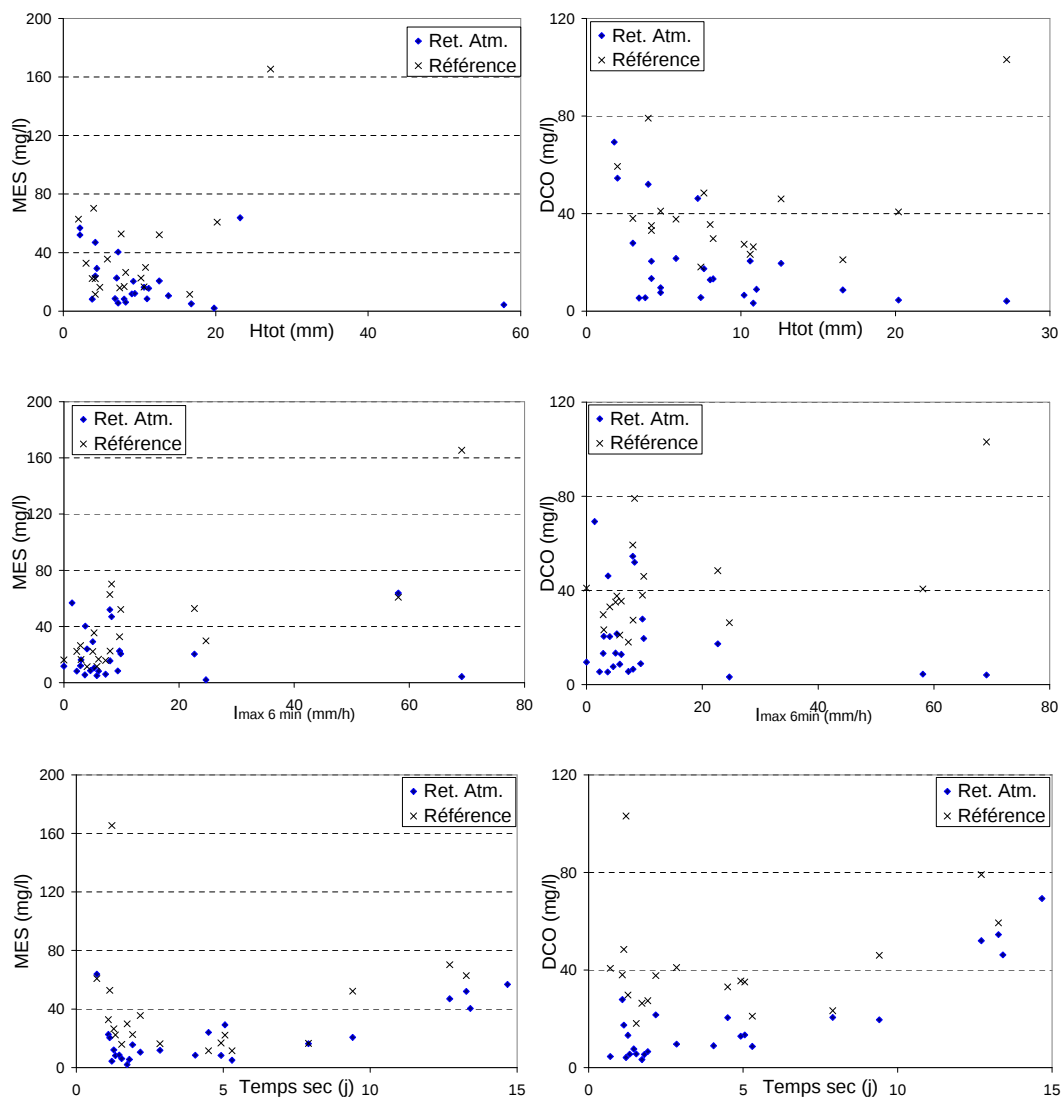


FIG. 13.2: Paramètres globaux dans les eaux pluviales et les retombées atmosphériques en fonction des caractéristiques de la pluie

Pour information, les concentrations dans la fraction dissoute sont données en annexe E.

13.2 Distribution dissous/particulaire et nature des particules

Le tableau 13.2 synthétise les résultats concernant la répartition de la matière organique entre les fractions dissoute ($<0,45 \mu\text{m}$) et particulaire ($>0,45 \mu\text{m}$), et les teneurs dans les particules.

La contamination en matière organique est partagée entre les deux fractions dans le ruissellement de Référence avec une médiane des répartitions à 47 % pour la DCO et 42 % pour le COP. Cette répartition paraît faible en comparaison avec des valeurs à l'aval de grands bassins versants résidentiels (Saget, 1994; Zgheib, 2009). Des valeurs plus élevées sont trouvées dans les voies d'introduction (pour la DCO : 57 % pour les retombées atmosphériques à 77 % pour le bâti ; respectivement 60 % à 77 % pour le COP). Les pourcentages particuliers pour le ruissellement de bâti paraissent élevés par rapport aux valeurs trouvées par Gromaire *et al.* (2001) ce qui s'explique sûrement par l'érosion de particules dans le jardin.

Les teneurs dans les particules sont faibles dans le ruissellement de Référence : la DCO varie entre 0,40 et 0,69 gO_2/g et le COT entre 0,12 et 0,20 gC/g ; en comparaison avec les teneurs mesurées par Gromaire *et al.* (2001) dans les eaux de ruissellement du Marais ou par Cornelissen *et al.* (2008) dans des particules d'eau de ruissellement en Norvège (COT = 6,8 gC/g). Ces teneurs varient peu d'un site à l'autre et d'un événement à l'autre.

TAB. 13.2: Pourcentage dans le particulaire et teneurs dans les particules pour la matière organique oxydable (Médianes, 1^{er} - 9^e déciles)

	% DCOp	% COP	DCOp (gO_2/g)	COP (gC/g)
Ret. atm. (n=24)	57	60	0,56	0,18
	30 - 80	39 - 70	0,21 - 0,79	0,12 - 0,29
Ruiss. Bâti (n=15)	77	74	0,46	0,14
	49 - 89	54 - 87	0,40 - 0,60	0,11 - 0,19
Ruiss. Voirie (n=12)	58	65	0,57	0,15
	36 - 78	41 - 72	0,32 - 0,57	0,11 - 0,21
Référence (n=19)	47	42	0,54	0,15
	30 - 74	26 - 58	0,40 - 0,69	0,12 - 0,20

La contamination dans les eaux pluviales est souvent considérée comme particulaire, et un traitement par décantation est conseillé. Dans le cas de nos échantillons, les pourcentages de contaminants dans la fraction particulaire étant plus faibles que ce qui est usuellement considéré pour des eaux pluviales, le traitement par décantation sera donc moins efficace.

Chapitre 14

Micropolluants organiques

Ce chapitre présente les résultats des campagnes d'échantillonnage «organiques» (PCB, HAP et AP, voir page 140) sur le bassin versant Référence (n=11), dans les retombées atmosphériques (n=15), dans le ruissellement de bâti (n=9) et dans le ruissellement de voirie (n=2).

14.1 Concentrations : de l'atmosphère à l'exutoire

Ces paragraphes discutent essentiellement des concentrations totales et des teneurs dans les particules. Les concentrations dans la fraction dissoute sont données en annexe E.

14.1.1 Polychlorobiphényles

Parmi les 14 PCB recherchés (le PCB18 n'ayant pas été considéré car trop volatil pour être bien quantifié par notre méthode), tous n'ont pas été quantifiés dans les échantillons. Seuls les plus légers, et les moins substitués (entre 3 et 5 atomes de chlore) ont été quantifiés dans tous les échantillons et toutes les fractions : PCB31, PCB28, PCB20, PCB52, PCB44, PCB101. Dans la fraction dissoute, les PCB149 et PCB118 ont été quantifiés dans certains échantillons (40 % pour le 149 et 35 % pour le 118) et les PCB plus lourds ont été quantifiés dans moins de 20 % des échantillons. Dans la fraction particulaire, 80 % des analyses ont permis de quantifier les 14 PCB ; ceux qui ne sont pas détectés sont en général les plus lourds : PCB170 et PCB194.

Ces observations sont à relier aux caractéristiques des PCB dont les plus légers sont les plus volatils et les plus susceptibles d'être transférés dans le cycle de l'eau. De plus les PCB lourds se dégradent en leurs congénères moins chlorés au cours du temps (Blanchard *et al.*, 2006; Borja *et al.*, 2005).

Les concentrations mesurées dans les eaux pluviales de Référence et dans les voies d'introduction sont représentées en figure 14.1, et données dans le tableau 14.1. Les concentra-

tions dans chacun des compartiments sont dans le même ordre de grandeur, comprises entre 7,6 et 35 ng/l pour la somme des 14PCB. La figure 14.1 montre en effet que la variabilité entre les événements est plus grande que la variabilité entre les sites.

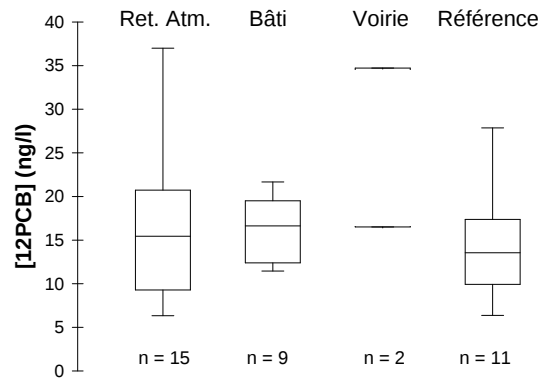


FIG. 14.1: Concentrations en PCB dans les retombées atmosphériques, les ruissellements de bâti et de voirie, et à l'exutoire de référence

Ces résultats montrent que la seule voie d'introduction des PCB dans le ruissellement de ce quartier résidentiel est l'apport atmosphérique. Cette conclusion n'est pas étonnante puisque les PCB sont interdits d'utilisation en France depuis une vingtaine d'années. Les seules sources d'émissions dans l'environnement sont maintenant soit des déversements accidentels (ou non) de vieux appareils utilisant des PCB (transformateurs...), soit du lessivage de surface contenant des PCB (vieux bâtiments), soit des émissions par des incinérateurs, soit une volatilisation depuis des zones contaminées (sol et eaux de surface). Or sur notre site d'étude, toutes les installations sont récentes, et ne sont pas censées contenir de PCB.

Teil *et al.* (2004) ont montré sur le bassin versant de la Seine que les apports atmosphériques représentaient plus de la moitié des PCB véhiculés par le fleuve. La volatilisation des PCB et le transport atmosphérique sont considérés comme les principales voies de diffusion des PCB. Park *et al.* (2002) ont montré que la baie de Corpus Christi aux États Unis représente une source d'émission de PCB dans l'atmosphère, la volatilisation étant plus importante que les dépôts atmosphériques. Cette volatilisation est d'autant plus forte que les PCB sont légers et peu chlorés.

Les concentrations mesurées dans les retombées atmosphériques sont comparables, voire plus faibles, que celles mesurées dans d'autres études : $\Sigma 7\text{PCB}$ =14 - 122 ng/l (Teil *et al.*, 2004), $\Sigma 21\text{PCB}$ =6,1 - 76 ng/l (Blanchard *et al.*, 2006). Les différences entre les méthodes analytiques ainsi qu'une baisse de la contamination depuis l'interdiction d'utilisation des PCB (Blanchard *et al.*, 2006; Breivik *et al.*, 2007) peuvent expliquer ces différences.

TAB. 14.1: Concentrations en PCB mesurées dans les retombées atmosphériques, le ruissellement de bâti et de voirie, et dans les eaux pluviales de Référence (médianes, 1^{er} et 9^e déciles)

ng/l	Σ 14PCB	Σ 7PCB	PCB28	PCB52	PCB101
Ret. atm. (n=15)	15	6,3	2,7	1,1	0,59
	8,7 - 26	3,4 - 13	1,7 - 4,3	0,55 - 2,3	0,34 - 1,6
Ruiss. Bâti (n=9)	17	6,4	2,9	1,6	0,70
	12 - 20	5,1 - 10	2,1 - 3,5	0,9 - 2,9	0,28 - 1,4
Ruiss. Voirie (n=2)*	17 / 35	7,0 / 23	3,8 / 4,4	1,7 / 7,8	0,37 / 3,4
Référence (n=11)	14	5,2	2,5	1,1	0,57
	7,6 - 20	3,3 - 9,0	1,7 - 4,3	0,79 - 2,6	0,32 - 0,89

*Les deux seules valeurs sont données

Le tableau 3.2 page 48 résume les résultats trouvés dans la littérature pour les PCB dans les eaux pluviales. La gamme de concentrations mesurée à l'aval de Référence paraît faible par rapport aux valeurs recensées, notamment par rapport à l'aval de Noisy-le-Grand (Zgheib (2009) rapporte des concentrations entre 130 et 730 ng/l). Une explication pourrait être la différence d'échelle entre les bassins versants d'étude. En effet, sauf pour Torno (1984) et Rossi *et al.* (2004), la plupart des zones étudiées sont très grandes et favorisent l'apport de particules contaminées.

14.1.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les HAP sont les micropolluants organiques dont l'occurrence et le comportement dans l'environnement sont les plus documentés. Les 3 HAP les plus volatiles (naphtalène, acé-naphtylène et acénaphène) n'ont pas été pris en compte dans l'interprétation des résultats, la méthode analytique ne permettant pas de les quantifier correctement.

Tous les HAP recherchés ont été quantifiés dans quasiment toutes les fractions de tous les échantillons (fréquence de détection > 99 %). Les concentrations mesurées pour chaque type d'échantillons sont résumées dans le tableau 14.2 et représentées sous forme de boîtes à moustache en figure 14.2a. $\Sigma 13$ correspond à la somme des 16 HAP prioritaires pour l'US-EPA moins les 3 non quantifiés ; et $\Sigma 6$ correspond à la somme des 6 HAP prioritaires selon la DCE.

Les concentrations en $\Sigma 13$ HAP dans les eaux pluviales de Référence varient entre 0,55 et 2,2 $\mu\text{g/l}$ (1^{er} - 9^e déciles, médiane à 1,1 $\mu\text{g/l}$), et sont 4 fois plus fortes que dans les retombées atmosphériques, dans lesquelles des concentrations entre 0,10 et 0,73 $\mu\text{g/l}$ ont été mesurées (médiane à 0,26 $\mu\text{g/l}$). Une importante production locale de HAP est donc mise en évidence. Cette production est plus importante en ce qui concerne les HAP lourds (4-6 cycles) que pour les légers, puisque le rapport eaux pluviales/retombées atmosphériques passe de 3 pour les légers à 4,5 pour les lourds.

TAB. 14.2: Concentrations en HAP mesurées dans les retombées atmosphériques, le ruissellement de bâti et de voirie, et dans les eaux pluviales de Référence (médianes, 1^{er} et 9^e déciles)

µg/l	Σ 13 HAP	Σ 6 HAP	Σ 2-3 cycles	Σ 4-6 cycles
Ret. atm. (n=15)	0,26 0,10 - 0,73	0,14 0,044 - 0,37	0,10 0,053 - 0,26	0,17 0,056 - 0,48
Ruiss. Bâti (n=9)	1,1 0,57 - 2,0	0,58 0,29 - 1,1	0,30 0,13 - 0,53	0,82 0,44 - 1,5
Ruiss. Voirie (n=2) *	3,3 / 40	1,4 / 18	0,84 / 12	2,4 / 26
Référence (n=11)	1,1 0,55 - 2,2	0,54 0,27 - 1,0	0,33 0,16 - 0,60	0,77 0,34 - 1,6

*Les deux seules valeurs sont données

Comme le montre le tableau 3.3 page 49, les concentrations en HAP de la littérature sont variables d'un site à l'autre et d'une méthode analytique à l'autre. Par exemple, Lamprea (2009) n'a mesuré des concentrations au dessus des limites de quantification pour aucun HAP de 2-3 cycles. Et seuls 50 % de ses échantillonnages de retombées atmosphériques sont au dessus des LQ.

En comparaison avec les données de la littérature, les mesures que nous avons effectuées à l'aval du bassin versant Référence se situent dans la moyenne des concentrations mesurées en zone périurbaine. L'aval du réseau séparatif de Noisy-le-Grand (Zgheib, 2009) apparaît comme environ 2 fois plus contaminé en HAP qu'à l'échelle de notre petit bassin versant amont. La comparaison aux NQE pour les eaux de surface définis par la directive du 07 mai 2007 montre que les eaux pluviales peuvent être très contaminées en HAP. Le chrysène, le dibenzo(a,h)anthracène, le benzo(g,h,i)pérylène et l'indéno(1,2,3,c-d)pyrène ont été systématiquement mesurés au dessus de leur NQE, le benzo(a)anthracène 75 % des fois, le pyrène dans 66 % des mesures, le benzo(k,b)fluoranthène dans 50 % et le fluoroanthène 3 fois. Les médianes sur les différents événements pluvieux sont 53 fois plus élevées pour le dibenzo(a,h)anthracène, 14 fois plus élevées pour la somme benzo(g,h,i)pérylène et l'indéno(1,2,3,c-d)pyrène, et entre 1,1 et 3,1 fois pour les autres molécules. Ces dépassements des NQE montrent que l'impact écologique des eaux pluviales peut être très important lors de rejets, d'autant plus si le milieu aquatique récepteur est à l'étiage, ou s'il s'agit d'un petit ru ou d'un petit plan d'eau.

Les concentrations que nous avons mesurées dans les retombées totales sont équivalentes à celles mesurées dans les retombées atmosphériques à Paris (0,050 - 1,0 µg/l d'après Ollivon *et al.* (2002)) ou au Havre (0,057 - 0,54 µg/l d'après Motelay-Massei *et al.* (2006)). Ces études ont montré une variabilité saisonnière, les HAP étant en plus grande quantité en hiver, du fait de l'augmentation du chauffage. Cet effet n'est pas marqué sur nos résultats.

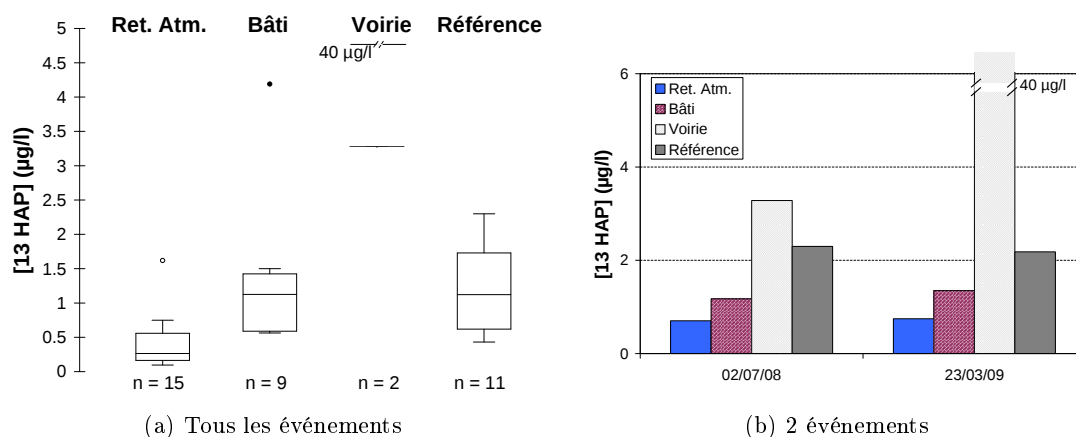


FIG. 14.2: Concentrations en HAP, de l'atmosphère à l'exutoire

Le ruissellement de la parcelle bâtie est contaminé en HAP entre 0,57 et 2,0 µg/l (en $\Sigma 13\text{HAP}$), et celui de la voirie entre 3,3 et 40 µg/l. La figure 14.2b permet de comparer les niveaux de contamination pour les 2 événements échantillonnés sur les 4 sites en même temps. Le ruissellement du bâti est 4 fois plus chargé en HAP que les retombées atmosphériques et au même niveau que les eaux pluviales à l'exutoire. Or d'après [Rocher *et al.* \(2004\)](#) l'atmosphère est la seule source de HAP dans le ruissellement de toiture (hors chauffage au bois ou au charbon). Il est possible que le biais d'échantillonnage mis en évidence pour les MES au paragraphe 13 se répercute sur les HAP, et que les concentrations mesurées soient un peu surestimées. Les deux événements échantillonnés pour le ruissellement de voirie présentent des concentrations plus élevées que les maximas mesurés sur chacun des autres sites. La voirie apparaît donc comme la source principale de HAP dans le ruissellement du fait du trafic routier, ce qui était attendu d'après la littérature ([Legret, 2001](#); [Lau & Stenstrom, 2005](#); [Brown & Peake, 2006](#); [Motelay-Massei *et al.*, 2006](#)).

Les deux échantillonnages de voirie réalisés montrent des concentrations très élevées, et dans la gamme haute de la littérature (voir paragraphe 3.3.3.1) pour des routes, et au dessous par rapport à des autoroutes. Notre bassin versant étant en zone résidentielle, et la portion de voirie échantillonnée peu passante, ces résultats sont étonnants et à relier aux caractéristiques de la pluie. En effet la pluie du 23 mars qui correspond à la concentration de 40 µg/l, est une pluie courte et intense ($h=2,2$ mm et $I_{\text{max1min}}=34$ mm/h).

14.1.3 Alkylphénols

Les nonylphénols ramifiés (le linéaire n'a jamais été détecté dans nos échantillons) et l'octylphénol ont été quantifiés dans toutes les fractions et tous les échantillons analysés.

Les gammes de concentrations mesurées en NP et OP dans les retombées atmosphériques, le ruissellement de la parcelle et de la voirie, et dans les eaux pluviales de Référence, sont représentées sur la figure 14.3 sous forme de boîtes à moustaches. Les valeurs médianes, et 1^{er} - 9^e déciles, sont données dans le tableau 14.3.

Les concentrations en OP sont entre 5 et 30 fois inférieures aux concentrations en NP, comme observé dans d'autres études (Ying *et al.*, 2002; Xie *et al.*, 2006). Les proportions de ces deux alkylphénols dans la production industrielle sont : pour les NP de 80 % de la production des AP, contre moins de 20 % pour les OP (Becue & Nguyen, 2005). Les proportions observées sont donc supérieures pour les NP, ce qui est éventuellement dû aux types d'utilisation sur ces sites.

TAB. 14.3: Concentrations en NP et OP mesurées dans les retombées atmosphériques, le ruissellement de bâti et de voirie, et dans les eaux pluviales de Référence (médianes, 1^{er} et 9^e déciles)

ng/l	NP	OP
Ret. atm. (n=15)	170	8,4
	49 - 330	2,9 - 21
Ruiss. Bâti (n=9)	560	26
	150 - 750	18 - 36
Ruiss. Voirie (n=2)*	1500 / 1900	110 / 210
Référence (n=11)	470	36
	160 - 920	13 - 69

*Les deux seules valeurs sont données.

La concentration médiane en NP est de 470 ng/l dans les eaux pluviales à l'exutoire de Référence et de 36 ng/l pour les OP. Dans les retombées atmosphériques elle est de 170 ng/l pour les NP, et de 8,4 ng/l pour les OP, soit 3 fois plus faibles que dans les eaux pluviales ce qui montre une production de ces substances par le bassin versant.

Peu d'études ont été faites sur les alkylphénols dans les eaux de ruissellement et les concentrations mesurées sont dans le même ordre de grandeur que nos données pour le même type d'occupation du sol, et 5 à 10 fois plus élevées pour des bassins versants industriels. Pour les NP, Björklund *et al.* (2009) ont rapporté des concentrations de 100 ng/l (bassin versant résidentiel de 4 à 8 ha). Rule *et al.* (2006) ont mesuré des concentrations entre 1700 et 4900 ng/l à différents moments du même événement pluvieux (bassin versant de 600 ha en zone urbaine). Dans la baie de Hong-Kong, Kueh & Lam (2008) ont montré que les rejets d'eaux pluviales sont une source importante de nonylphénols dans la mer, et ont mesuré des concentrations (médianes sur plusieurs événements) variant entre 1100 et 7400 ng/l pour des bassins versants urbains et industriels. Une seule étude a été trouvée pour les octylphénols dans les eaux pluviales : Zgheib (2009) a mesuré entre 60 ng/l (médiane sur un bassin versant pavillonnaire) et 190 ng/l (médiane sur un bassin versant urbain dense).

Nos concentrations médianes sont presque toutes au dessus des NQE pour les nonylphénols (300 ng/l) d'un facteur 1 à 2,5, et au dessous pour les octylphénols (100 ng/l).

Les concentrations mesurées dans les retombées atmosphériques totales peuvent être comparées à celles mesurées dans l'eau de pluie par [Fries & Puttmann \(2004\)](#) (retombées humides uniquement) en Allemagne et en Belgique et qui varient entre 30 et 950 ng/l.

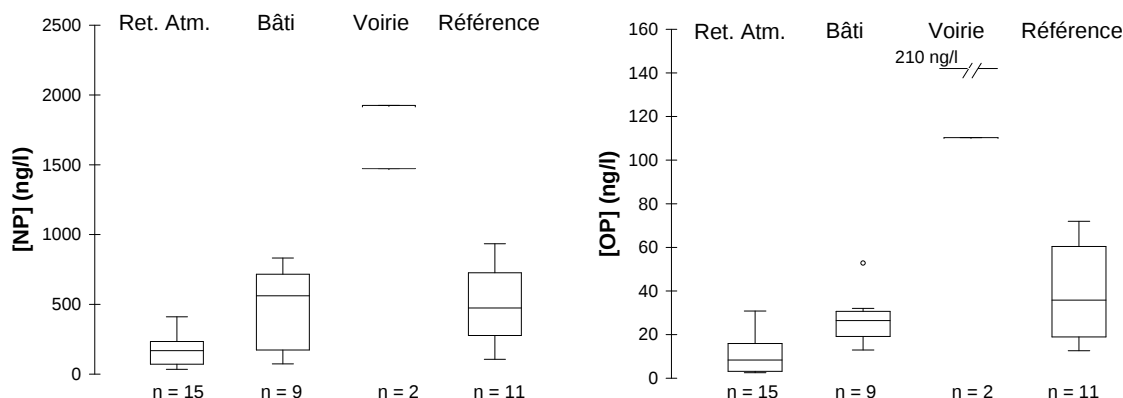


FIG. 14.3: Concentrations en NP et OP dans les retombées atmosphériques, dans le ruissellement de bâti et de voirie, et dans les eaux pluviales de Référence

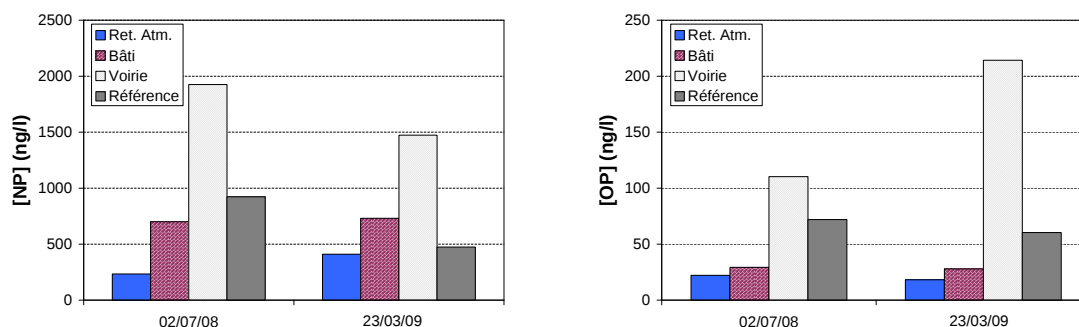


FIG. 14.4: Concentrations en NP et OP de l'atmosphère à l'exutoire pour 2 événements pluvieux

Dans le ruissellement de la parcelle bâtie, la médiane des concentrations est de 560 ng/l pour les NP et de 26 ng/l pour l'OP. Dans le ruissellement de voirie, elle est de 1700 ng/l pour les NP et de 160 ng/l pour l'OP. Ces concentrations sont toutes supérieures, d'un facteur 3 à 10, à celles des retombées atmosphériques prouvant que le trafic et le bâti sont des voies d'introduction des alkylphénols dans les eaux pluviales comme l'illustre bien les graphiques de la figure 14.4. En effet, les alkylphénols sont des précurseurs industriels et des produits de dégradation des alkylphénols éthoxylates utilisés dans la formulation de détergents, de matières plastiques, de peintures, de matériaux de génie civil ([ECB, 2002](#); [Ying et al., 2002](#);

Soares *et al.*, 2008). Månsson *et al.* (2008) et Björklund (2009) ont effectué des «analyses de flux de substances» (substance flow analysis ou SFA) dont le but est d'estimer la masse d'une substance produite à l'échelle d'un bassin versant à partir des émissions théoriques des matériaux de construction utilisés sur le site et des activités humaines s'y produisant. Leurs études mettent également en évidence une importante production locale de nonyl-phénols par rapport aux apports atmosphériques : Björklund (2009) évalue par exemple l'apport du béton à 80 mg/m²/an contre 0,11 mg/m²/an pour les retombées atmosphériques, et l'apport des voitures à 28 µg/véhicule/an. L'étude de Månsson *et al.* (2008) a été faite dans le cadre d'un réseau unitaire mais met également en évidence l'importance de l'émission de NP par le béton, les textiles, et dans une moindre mesure les peintures et laques.

Les concentrations les plus élevées ont été observées pour le ruissellement de voirie, ce qui est en accord avec les observations de Björklund *et al.* (2009). Cependant le nombre limité d'événements échantillonnés pour la voirie ne permet pas de conclure. Les concentrations dans le ruissellement de la parcelle bâtie sont similaires à celles mesurées à l'aval de Référence dont l'occupation du sol est majoritairement du bâti.

Peu de données existent pour ces types de ruissellement. Björklund *et al.* (2009) ont rapporté des concentrations de 1200 ng/l pour une portion d'autoroute.

14.1.4 Variabilité interévénementielle

La variabilité inter événementielle est grande, les concentrations pouvant varier d'un facteur 3 à 10 d'un événement à l'autre. Des paramètres explicatifs ont été recherchés pour cette variation : la hauteur de pluie, l'intensité de la pluie et la période de temps sec précédent.

Pour les eaux pluviales à l'exutoire, les coefficients de corrélation de Pearson ne montrent pas de corrélation entre les concentrations et les paramètres étudiés.

Pour les retombées atmosphériques, les concentrations en PCB, HAP, et AP sont corrélées avec les hauteurs de pluie (décroissance des concentrations lorsque la hauteur de pluie augmente) et avec la durée de temps sec (augmentation des concentrations quand le temps sec augmente). La figure 14.5 montre les variations des concentrations totales en fonction de la hauteur de pluie.

14.2 Profils et traceurs

Ce paragraphe s'intéresse à la distribution des différentes substances à l'intérieur des familles de PCB et de HAP. Ces distributions peuvent donner des indications sur les sources

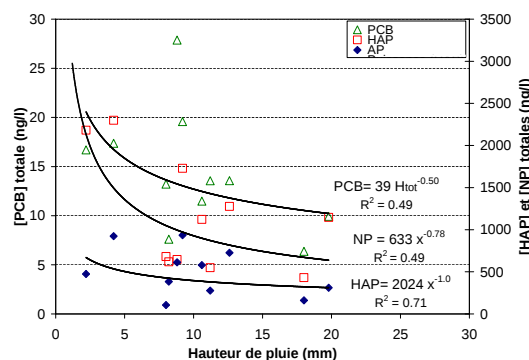


FIG. 14.5: Concentrations en PCB, HAP et NP en fonction de la hauteur de pluie

des molécules.

Les figures 14.7a, 14.7c et 14.7e montrent les profils des PCB (moyennes et écartypes sur tous les événements) dans chacune des fractions. Tous les profils sont dominés par les PCB légers. Les PCB31, 28 et 20 représentent plus de 70 % de la contamination dans le total, plus de 80 % dans le dissous, et environ 50 % dans le particulaire. Ces différences en fonction des fractions sont directement liées à l'hydrophobicité croissante des PCB avec leur nombre de chlores. Peu de différences sont observées entre les retombées atmosphériques et les eaux pluviales, sauf dans la fraction particulaire où la contribution des légers est plus importante dans les MES des eaux pluviales. Ce comportement étonnant est sans doute dû au fait que les PCB lourds ont été moins bien quantifiés sur ces particules, déplaçant le profil vers les légers. Le peu de différences entre les deux met à nouveau en évidence que les retombées atmosphériques sont l'unique source de PCB sur nos sites.

Le profil des PCB atmosphériques est le même que celui mesuré par Blanchard *et al.* (2006) dans l'atmosphère de Paris (voir figure 14.6a) et est caractéristique des zones urbaines pour lesquelles les PCB sont émis par volatilisation (plus efficace pour les PCB légers). Par contre le profil dans les eaux pluviales ne ressemble pas à celui rapporté par Rossi *et al.* (2004) dans des eaux pluviales en Suisse (voir figure 14.6b). Leur profil est dominé par les PCB lourds (138, 149, 153) et est semblable au profil des Aroclors commerciaux, ce qui leur a permis de conclure qu'une activité industrielle spécifique était la source de la contamination. Or sur nos sites il n'y a pas d'activité de ce genre ce qui explique les différences de profil. Les profils PCB particulaires ne sont pas du tout les mêmes que ceux des particules de Seine (Cailleaud *et al.*, 2007) ou des boues de station d'épuration (Blanchard *et al.*, 2001) prouvant que les eaux de ruissellement en zone urbaine ne sont pas la principale source de contamination en PCB dans le milieu aquatique.

Les profils des HAP (moyennes et écartypes sur tous les événements) sont illustrés en

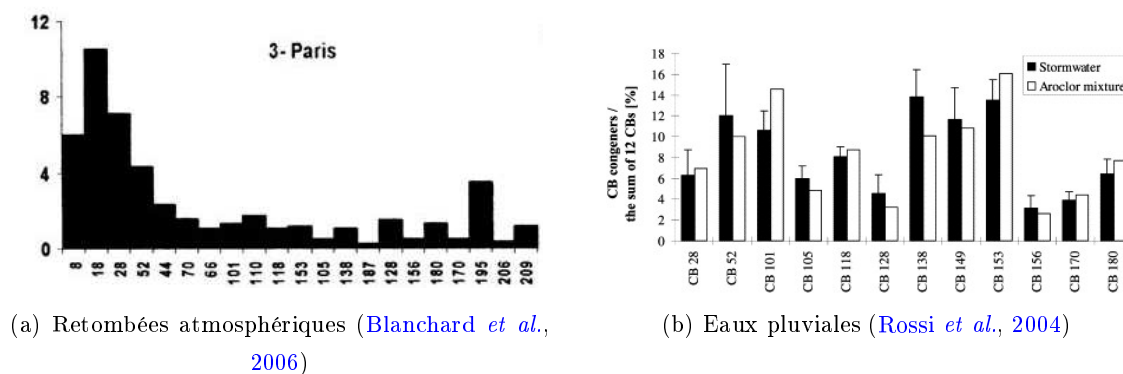


FIG. 14.6: Profils des PCB de la littérature

figure 14.7b, 14.7d et 14.7f. Les profils atmosphériques sont dominés par les HAP plutôt de moyen poids moléculaire : le phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène représentent 50 % des HAP dans la fraction totale, 65 % dans le dissous et un peu moins de 50 % dans le particulaire. Cette domination est conservée dans les eaux pluviales mais est moins marquée : la somme des 3 HAP cités précédemment passe à 40 % dans le total, 65 % dans le dissous et 35 % dans le particulaire. Ces différences de profil prouvent qu'il existe des sources locales de HAP dont les origines ne sont pas les mêmes que celles des HAP atmosphériques. Les différences entre le dissous et le particulaire sont encore plus marquées que pour les PCB.

La prédominance du phénanthrène, du fluoranthène et du pyrène a aussi été mise en évidence par Azimi *et al.* (2005) dans les retombées atmosphériques à Paris et Tasdemir & Esen (2007) dans des retombées atmosphériques en Turquie. Cela laisse supposer une origine pyrolytique car ces composés sont issus de la condensation à haute température de HAP de plus petite taille. Les trois mêmes HAP dominent les profils mesurés par Lamprea (2009) dans des eaux pluviales en zone résidentielle dense. Le profil déterminé dans les particules des eaux pluviales est en accord avec le profil des matières en suspension en Seine (Cailleaud *et al.*, 2007) et dans les sédiments de la Seine (Ayrault *et al.*, 2010).

La figure 14.8 présente les doubles indices Phe/Phe+Ant et Fluo/Fluo+Pyr pour les différents échantillons, et les domaines auxquels ils correspondent d'après Yunker *et al.* (2002). La plupart des indices mesurés révèlent que les HAP proviennent d'une source mixte à la fois pyrolytique et pétrogénique, peut-être due à la circulation automobile. La médiane des indices Fluo/Fluo+Pyr pour les retombées atmosphériques est de 0,55, suggérant une origine pyrolytique ; pour comparaison Moon *et al.* (2006) ont mesuré un rapport à 0,51 dans les retombées atmosphériques d'une zone périurbaine et Yunker *et al.* (2002) 0,56. Dans les eaux pluviales, la médiane du rapport est à 0,54. Il est intéressant de noter que les deux échantillons de voirie se situent dans les zones relatives à la combustion du pétrole.

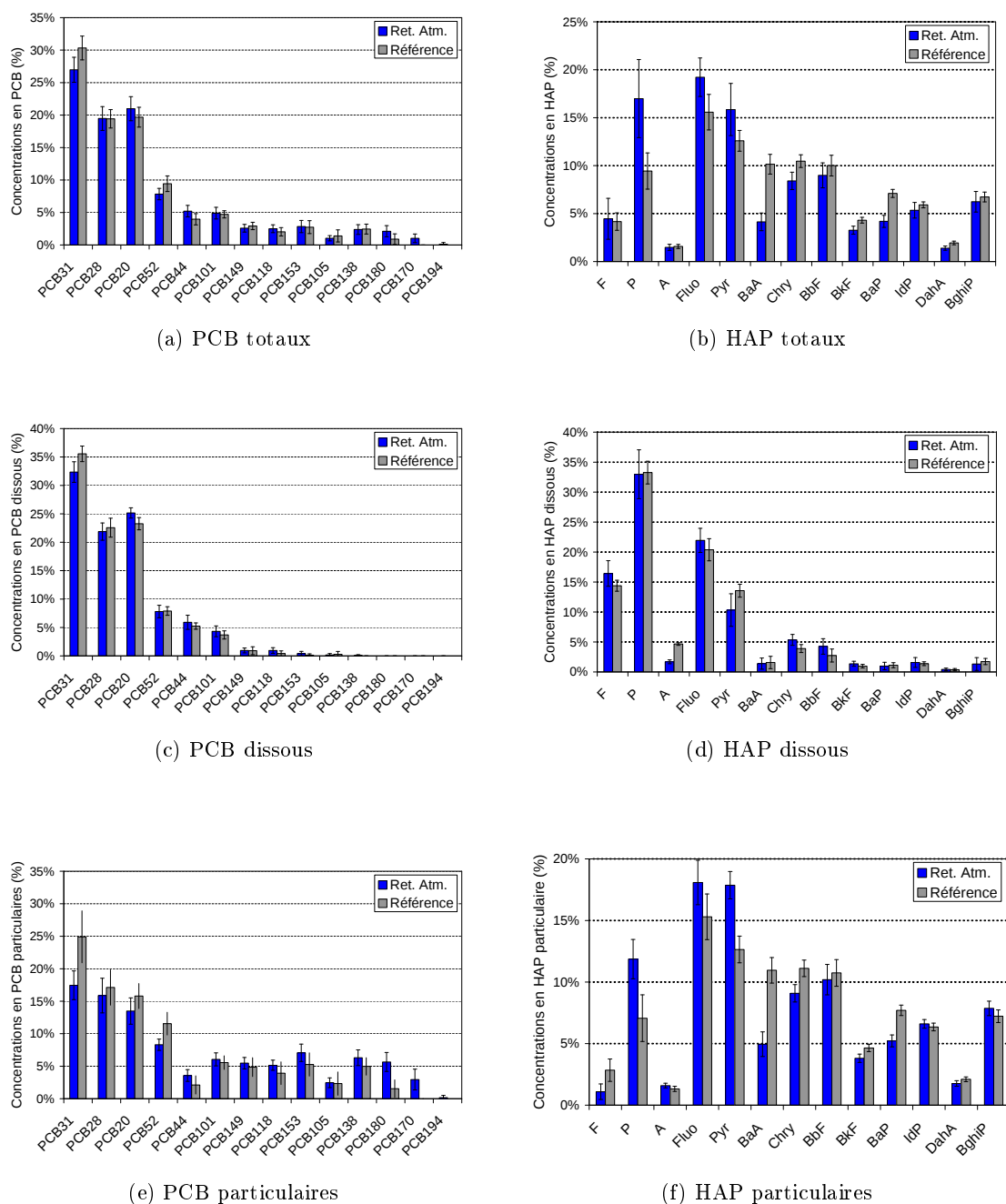


FIG. 14.7: Profils des PCB et des HAP dans les retombées atmosphériques et dans les eaux pluviales de Référence (fractions totales, dissoutes et particulaires)

14.3 Contamination particulaire

La distribution des contaminants entre les fractions dissoute et particulaire (séparation à $0,45\ \mu\text{m}$) est importante d'un point de vue *écotoxicologique* car suivant la forme du contaminant sa disponibilité pour les êtres vivants ne sera pas la même. Mais égale-

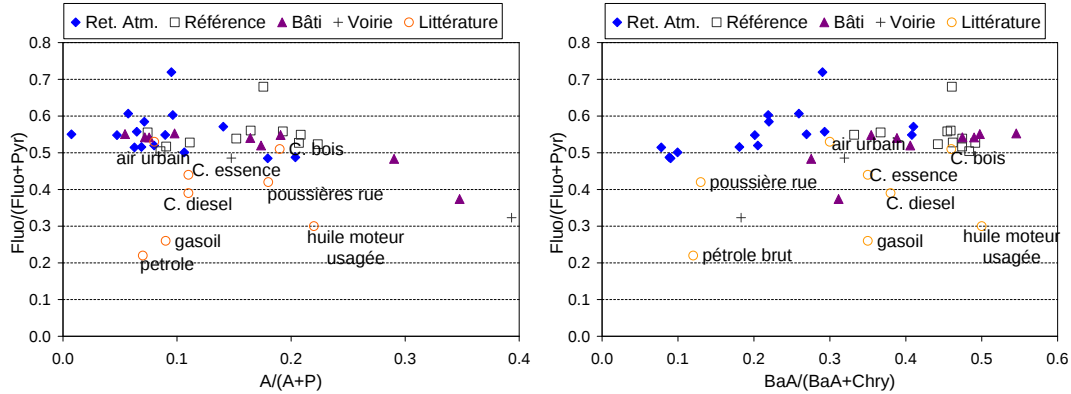


FIG. 14.8: Identification des sources des HAP dans les retombées atmosphériques et les différents types de ruissellement à partir des doubles indices (Littérature d'après Yunker *et al.* (2002))

ment pour *orienter la gestion des eaux pluviales* car la spéciation influence le devenir des substances dans le réseau d'assainissement et dans les ouvrages de gestion (décantation, adsorption...).

14.3.1 Distribution dissous/particulaire

Les pourcentages de chaque famille de contaminants dans la fraction particulaire sont donnés dans le tableau 14.4. Les HAP légers et lourds ont été séparés, leur comportement étant différent. Pour les PCB, tous les PCB n'ayant pas été quantifiés à chaque pluie, la distinction n'a pas été faite afin de ne pas biaiser les interprétations.

Le comportement des trois familles est différent. Les HAP sont très majoritairement particulaires dans les eaux pluviales : le pourcentage dans la fraction particulaire variant de 86 à 97 % (1^{er} - 9^e décile) à l'exutoire du bassin versant. Les PCB sont répartis entre les deux fractions, le pourcentage variant entre 21 et 59 %. Tandis que les alkylphénols sont plutôt dissous, le pourcentage variant de 17 à 43 % pour les NP (7 à 44 % pour l'OP). Ces comportements sont à relier aux K_{ow} de chaque famille de contaminants, comme le montre la figure 14.9, sur laquelle sont représentées les moyennes par site des pourcentages particulaires en fonction du $\log K_{ow}$ pour toutes les molécules. Les HAP légers sont moins particulaires que les HAP lourds, et les AP sont les moins hydrophobes et donc les moins particulaires. La solubilité plus grande des PCB par rapport aux HAP expliquent que les PCB soient plus dissous que les HAP à K_{ow} comparables. De plus les PCB sont essentiellement gazeux dans l'atmosphère et sont donc introduits de façon dissoute dans le ruissellement (Blanchard *et al.*, 2006) alors que les HAP sont émis de façon particulaire dans l'atmosphère (Rehwagen *et al.*, 2005) et par les routes (Krein & Schorer, 2000; Lau

& Stenstrom, 2005).

Le pourcentage dans la fraction particulaire évolue peu pour les AP entre les retombées atmosphériques et le ruissellement à l'exutoire. Par contre la distribution des HAP et des PCB évolue lors du ruissellement sur les surfaces urbaines, et tend vers une fixation des substances sur les particules. Ce phénomène peut s'expliquer d'une part par l'augmentation des MES entre les retombées atmosphériques et le ruissellement, et d'autre part par l'émission (pour les HAP) de contaminants sous forme particulaire. En effet les HAP émis par le ruissellement de la voirie sont presque totalement particulaires.

Les répartitions évaluées dans notre étude sont relativement en accord avec celles trouvées dans d'autres études pour les HAP et les NP, mais sont plus faibles pour les PCB. Par exemple Zgheib (2009) a évalué les HAP à 89 % particulaires dans les eaux pluviales à l'aval de la ville de Noisy-le-Grand. Cailleaud *et al.* (2007) ont évalué la contribution des HAP particulaires en Seine entre 81 et 99 %. Les PCB ont été mesurés comme majoritairement particulaires dans les eaux pluviales (>90 %) par Hwang & Foster (2008) et en rivière (47 à 89 %) par Cailleaud *et al.* (2007). Zgheib (2009) n'a quantifié les PCB que dans la fraction particulaire, ses limites de quantification dans la fraction dissoute étant trop élevées. Pour les PCB, il semblerait donc qu'il y ait une évolution des pourcentages particulaires entre l'échelle amont (atmosphère et ruissellement) et l'aval des grands bassins versants ou le milieu naturel. Il est possible qu'une partie des PCB dissous se fixe, ou que les eaux pluviales s'enrichissent de particules chargées en PCB provenant de surfaces contaminées. En ce qui concerne les AP, nos résultats sont dans les mêmes ordres de grandeur que ceux trouvés en rivière, par contre Zgheib (2009) a mesuré des pourcentages particulaires plus élevés pour les NP : 51 %. Les NP ont été mesurés à 16 % en Seine (Cailleaud *et al.*, 2007) et à 23 % au Japon (Isobe *et al.*, 2001). Les OP ont été mesurés à 8 % dans la fraction particulaire par Isobe *et al.* (2001).

14.3.2 Nature des particules

Les teneurs en micropolluants organiques dans les particules des différents types d'échantillons sont résumées dans le tableau 14.5.

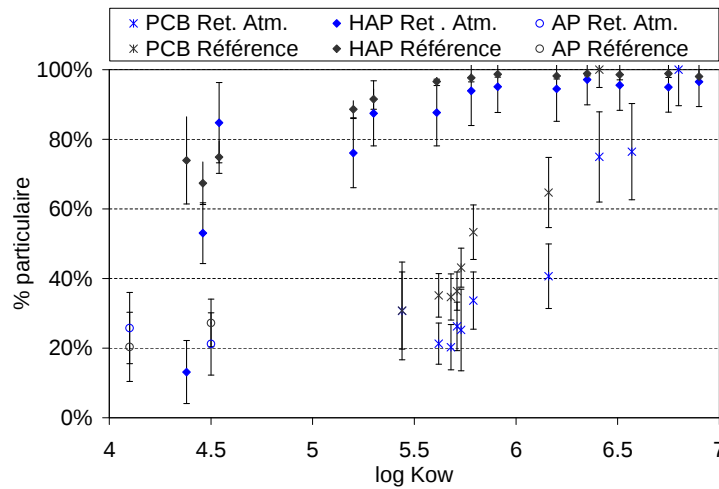
Pour les PCB, les teneurs sont plus élevées d'un facteur 1,8 dans les retombées atmosphériques que dans les eaux pluviales. En effet l'atmosphère est la seule source de PCB dans notre bassin versant, alors qu'elle n'est pas la seule source de particules. Le bassin versant produit donc des particules moins chargées que celles de l'atmosphère, ce qui explique une diminution globale de la teneur en PCB.

Les HAP et les AP présentent des teneurs 2 et 2,5 fois plus élevées dans les eaux pluviales que dans les retombées atmosphériques du fait de leur production locale. Pour les deux familles de molécules, la voirie pourrait être une source importante sous forme

TAB. 14.4: Pourcentage de micropolluants organiques dans le particulaire (Médianes, 1^{er} - 9^e déciles)

	% HAPp	% HAPp légers*	% HAPp lourds*	% $\Sigma 14$ PCBp	% NPp	% OPp
$\log K_{ow}$		4,2 - 5,2	4,8 - 6,8	4,8 - 7,5	4,5	4,1
Ret. atm. (n=15)	81 59 - 89	61 35 - 78	92 71 - 97	36 14 - 51	21 4 - 42	26 5 - 53
Ruiss. Bâti (n=9)	96 92 - 97	87 81 - 93	98 96 - 99	52 42 - 67	35 7 - 53	15 10 - 67
Ruiss. Voirie (n=2)**	92 / 100	76 / 99	97 / 100	43 / 76	14 / 70	23 / 67
Référence (n=11)	92 86 - 97	80 68 - 89	97 95 - 98	48 21 - 59	27 17 - 43	20 7 - 44

*HAP légers : jusqu'au fluoranthène compris. **Les deux valeurs sont données.

FIG. 14.9: Pourcentages dans la fraction particulaire en fonction du K_{OW}

particulaire, les teneurs mesurées lors des deux échantillonnages étant plus de 5 fois plus élevées dans les particules de voirie que dans celles de la parcelle bâtie. Ceci pourrait être dû, soit à la production de particules peu contaminées par le jardin, soit à la différence de spéciation des substances à l'émission : dissoute pour les émissions de peintures, pesticides ou détergents, et particulaires lors de l'érosion des voiries. Cette augmentation de la teneur dans les particules est moins importante pour les HAP légers que pour les HAP lourds.

Les comparaisons avec la littérature sont difficiles, étant donné la variabilité des méthodes de mesure et de teneurs.

Les PCB ont été mesurés entre 0,13 et 0,32 mg/kg dans les eaux pluviales, et entre

0,13 et 0,85 mg/kg dans les retombées atmosphériques. Pour comparaison, [Hwang & Foster \(2008\)](#) a trouvé des teneurs entre 0,031 et 0,75 mg/kg dans des eaux pluviales et [Zgheib \(2009\)](#) entre <LD et 0,28 mg/kg à l'aval des réseaux séparatifs. Ces valeurs sont plus importantes que celles mesurées par [Cornelissen *et al.* \(2008\)](#) dans des eaux de ruissellement en Norvège : 0,020 à 0,054 mg/kg .

Les HAP ont été mesurés entre 23 et 37 mg/kg dans les eaux pluviales et entre 7,9 et 25 mg/kg dans les retombées atmosphériques. Ces valeurs sont supérieures aux données globales de la littérature, alors que notre bassin versant ne se trouve pas sur une zone de grande activité, mais sont proches de celles mesurées par [Rocher *et al.* \(2004\)](#) dans des sédiments du bassin du Marais à Paris : entre 0,2 et 76 mg/kg . [Zgheib \(2009\)](#) a mesuré dans ses particules d'eaux pluviales entre 3,5 et 17 mg/kg de HAP. [Cornelissen *et al.* \(2008\)](#) ont mesuré entre 1,2 et 3,4 mg/kg. Les teneurs dans le ruissellement de chaussées (64 et 150 mg/kg) sont beaucoup plus élevées que dans le ruissellement d'autres voiries urbaines ([Brown & Peake, 2006](#)).

Les NP ont été mesurés entre 1,9 et 7,6 mg/kg dans les eaux pluviales (OP : 0,12 à 0,46 mg/kg) et entre 0,51 et 5,1 mg/kg dans les retombées atmosphériques (0,03 à 0,41 mg/kg pour les OP). Ces teneurs sont dans le même ordre de grandeur que celles mesurées par [Björklund *et al.* \(2009\)](#) dans des sédiments de réseau séparatif ; mais sont plus faibles que celles mesurées par [Zgheib \(2009\)](#) à l'aval des bassins versants séparatifs (1,1 à 22 mg/kg) ce qui pourrait s'expliquer par une contamination par des activités industrielles ou l'utilisation plus importante de détergents (lavage de voitures).

TAB. 14.5: Teneurs en micropolluants organiques dans les particules (Médianes, 1^{er} - 9^e déciles)

mg/kg	HAPp	HAPp légers	HAPp lourds	$\Sigma 14$ PCBP	NPp	OPp
Ret. atm. (n=15)	15	4,5	10	0,31	1,5	0,12
	7,9 - 25	2,6 - 7,4	5,0 - 16	0,13 - 0,85	0,51 - 5,1	0,03 - 0,41
Ruiss. Bâti (n=9)	9,7	2,5	7,3	0,08	0,80	0,05
	6,6 - 19	1,6 - 3,6	5,0 - 15	0,06 - 0,14	0,26 - 2,2	0,03 - 0,13
Ruiss. Voirie (n=2)*	64 / 150	14 / 49	50 / 97	0,07 / 0,1	3,8 / 5,8	0,53 / 0,53
Référence (n=11)	33	7,6	25	0,17	3,8	0,27
	23 - 37	6,8 - 11,8	16 - 29	0,13 - 0,32	1,9 - 7,6	0,12 - 0,46

*Les deux seules valeurs mesurées sont données.

14.4 Extrapolation en flux annuels

Les objectifs de notre recherche nous ont imposé de travailler à l'échelle de l'événement : d'une part pour pouvoir comparer les sites entre eux sur la même période, d'autre part du

fait du caractère semi-volatil et photosensible de certains des paramètres étudiés, et enfin pour conserver la distribution dissous/particulaire des substances.

Nous avons cependant cherché à extrapoler les flux apportés par les retombées atmosphériques à l'échelle annuelle qui est l'échelle habituellement utilisée lors de l'étude du compartiment atmosphérique (Azimi *et al.*, 2005; Blanchard *et al.*, 2006). Il s'agit uniquement de fournir des ordres de grandeur, mais qui peuvent être intéressants, notamment pour les alkylphénols pour lesquels très peu de données de flux atmosphériques existent. Nous avons également extrapolé les flux véhiculés par les eaux pluviales à l'aval du bassin versant Référence pour comparaison.

14.4.1 Méthodologie et présentation des hypothèses

Les flux de contaminants ont été extrapolés à l'échelle annuelle à partir de la masse totale mesurée pendant la période d'échantillonnage. Or la période d'échantillonnage représente :

- en *hauteur d'eau* 20 % d'une année (650 mm pour la région parisienne) pour les retombées atmosphériques et 15 % d'une année pour le site Référence ;
- en *durée* 24 % d'une année (365 jours) pour les retombées atmosphériques et 14 % d'une année pour le site Référence.

Deux hypothèses ont donc été formulées suivant que le processus limitant est la production et l'accumulation des contaminants (proportionnelles à la durée de temps sec) ou si c'est le lessivage (proportionnel à la hauteur de pluie). Dans l'hypothèse 1, l'émission de contaminants est considérée proportionnelle à la durée d'exposition (temps sec plus temps de pluie) ; et dans l'hypothèse 2 elle est considérée proportionnelle à la hauteur de pluie. Les données utilisées pour chaque hypothèse sont données dans le tableau 14.6.

Les périodes d'échantillonnages représentent moins d'un quart d'une année, mais les campagnes sont relativement représentatives d'une année car distribuées sur l'ensemble des saisons et avec des caractéristiques (hauteurs d'eau, intensités et périodes de temps sec) variables, une majorité d'événements étant petits et représentatifs des événements fréquents. L'évaluation des flux annuels est cependant bien une *extrapolation*, dont les résultats ont été interprétés comme tels.

14.4.2 Résultats de l'extrapolation

Les flux annuels extrapolés sont donnés dans le tableau 14.6 pour chacune des familles de micropolluants organiques.

Les résultats des deux hypothèses ne sont pas significativement différents, le rapport période échantillonnée sur période annuelle étant équivalent, qu'il soit calculé en nombre de jours ou en hauteur d'eau.

TAB. 14.6: Flux annuels de micropolluants extrapolés à partir de la période échantillonnée

		Ret. Atm.		Eaux pluviales Référence	
		Hyp. 1	Hyp. 2	Hyp. 1	Hyp. 2
Période échantillonnée		87 j	130 mm	52 j	96 mm
Période annuelle		365 j	650 mm	365 j	650 mm
Flux annuels ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$)	$\Sigma 13$ HAP	140	160	420	400
	$\Sigma 14$ PCB	7,3	8,7	4,9	4,7
	NP	71	85	190	180
	OP	4,0	4,8	12	11

Pour les *PCB*, le flux atmosphérique a été évalué entre 7,3 et 8,7 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$; et le flux véhiculé par les eaux pluviales à l'exutoire du bassin versant Référence entre 4,7 et 4,9 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$.

Les flux atmosphériques sont supérieurs aux flux émis à l'exutoire. Les retombées atmosphériques apparaissent donc bien la seule voie d'introduction des PCB dans les eaux de ruissellement en milieu périurbain (Rossi *et al.*, 2004). La différence entre les deux correspond aux pertes au ruissellement. En effet les PCB viennent majoritairement des retombées humides (Rossi *et al.*, 2004), et il est probable qu'ils soient retenus lors des pertes d'eau.

Il est difficile de comparer les flux véhiculés par les eaux pluviales à d'autres études. Par contre nous pouvons comparer notre estimation de flux atmosphériques à d'autres études. Nos résultats suivent la tendance décrite par une étude réalisée en région parisienne (Teil *et al.*, 2004; Blanchard *et al.*, 2001, 2006) : notre flux est inférieur à ceux qui ont été mesurés en 1999-2000 : 39 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ ($\Sigma 7$ PCB) (Teil *et al.*, 2004), en 2001-2002 18 à 64 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ ($\Sigma 12$ PCB), et en 2002-2003 21 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ (Blanchard *et al.*, 2006). Le modèle de Rossi *et al.* (2004) estime un flux de 24 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ ($\Sigma 12$ PCB). Notre flux est dans le même ordre de grandeur que celui mesuré aux États Unis par Park *et al.* (2002) : 4,8 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$.

Le flux atmosphérique total de *HAP* ($\Sigma 13$) a été évalué entre 140 et 160 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$; et le flux véhiculé par les eaux pluviales de Référence entre 400 et 420 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$.

Les retombées atmosphériques apportent donc seulement un tiers de la contamination en HAP véhiculée par les eaux pluviales, mettant à nouveau en évidence la production locale de ces contaminants.

Les quantités de dépôts atmosphériques mesurées apparaissent au même niveau que dans la plupart des zones urbaines. Par exemple Azimi *et al.* (2005) rapportent un flux de 153 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ à Créteil et de 161 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ à Paris. Aux États-Unis, Lang *et al.* (2002) ont évalué un flux atmosphérique de 364 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ à Miami, et Park *et al.* (2002)

à 250 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ au Texas.

Pour les *alkylphénols*, les flux atmosphériques évalués varient entre 71 et 85 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ pour les NP et entre 4,0 et 4,8 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ pour les OP. Björklund (2009) utilise pour son analyse un flux atmosphérique de 110 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ pour la somme des NP et de leurs éthoxylates (NPEO) en Suède. Il est difficile de comparer directement ces données. Cependant les NPEO sont considérés comme étant dans le même ordre de grandeur que les NP (Ying *et al.*, 2002; Patrolecco *et al.*, 2006; Björklund, 2009), et il est donc possible de conclure que les retombées atmosphériques apportent, en zone périurbaine résidentielle, les mêmes ordres de grandeur de NP pour l'étude de Björklund (2009) que pour la notre.

Les flux véhiculés par les eaux pluviales à l'exutoire de Référence ont été évalués à des niveaux plus de 2 fois plus élevés que dans les retombées atmosphériques. Pour les NP ils sont entre 180 et 190 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$ et pour les octylphénols entre 11 et 12 $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{an}$.

En conclusion, malgré la faible portion de l'année (20 à 24 %) qui a été échantillonnée pour évaluer les flux atmosphériques de contaminants organiques, les valeurs extrapolées correspondent aux données de la littérature pour le même type de zones urbaines à périurbaines. En effet, les événements échantillonnés sont peu nombreux mais variés et répartis sur l'année, et donc représentatifs de l'ensemble de l'année.

Ce paragraphe permet donc d'avoir un ordre de grandeur de la contribution des eaux pluviales périurbaines aux apports annuels de contaminants, notamment pour les alkylphénols qui ont été peu étudiés jusqu'à présent.

Chapitre 15

Métaux traces

Ce chapitre présente les résultats des campagnes d'échantillonnage «métaux» (Cu, Pb et Zn, voir page 140) sur le bassin versant Référence (n=6), dans les retombées atmosphériques (n=9), dans le ruissellement de bâti (n=5) et dans le ruissellement de voirie (n=7).

15.1 Concentrations : de l'atmosphère à l'exutoire

Les concentrations en métaux mesurées dans les différents types d'échantillons sont données dans le tableau 15.1. Le nombre d'événements échantillonnés étant faible (entre 5 et 7), les min et max ont été donnés au lieu des 1^{er} et 9^e déciles.

Les trois métaux ont pu être quantifiés dans toutes les fractions, sauf le plomb dans la fraction dissoute pour 44 % des échantillons. De ce fait, les informations sur la distribution dissous/particulaire sont limitées pour ce métal.

Les concentrations en *cuivre* varient entre 16 et 21 µg/l dans les eaux pluviales de Référence (médiane à 17 µg/l) et sont 2,8 fois plus élevées que dans les retombées atmosphériques (3,9 - 11 µg/l). Ces valeurs sont dans la gamme basse des concentrations rapportées dans la littérature pour les eaux pluviales : par exemple à l'aval de Noisy-le-Grand Zgheib (2009) a mesuré entre 50 et 220 µg/l de cuivre. Elles sont cependant un ordre de grandeur au dessus des concentrations sans effets (PNEC=1,6 µg/l) sur lesquelles se basent les NQE. Les concentrations dans les retombées atmosphériques sont équivalentes à celles mesurées en zone urbaine par Garnaud *et al.* (1999) à Paris, ou Lamprea (2009) à Nantes.

Le ruissellement de la parcelle bâtie est dans les mêmes niveaux de contamination que les eaux pluviales à l'exutoire (12 - 44 µg/l, médiane à 17 µg/l). Le ruissellement de voirie est 2,1 fois plus concentré que les eaux pluviales (21 - 84 µg/l, médiane à 38 µg/l). Le trafic apparaît donc comme la source principale de cuivre à l'échelle de ce bassin versant, du fait de son utilisation dans les plaquettes de freins (teneurs de 14 g/kg dans les freins (Legret,

2001)). Les concentrations en cuivre dans les toitures sont faibles et correspondent aux concentrations mesurées pour des toits ne contenant pas d'éléments métalliques (Gnecco *et al.*, 2005; Lamprea, 2009). Pour le ruissellement de la voirie, les concentrations en cuivre sont dans la gamme haute de la littérature pour des voiries peu passantes (Gnecco *et al.*, 2005; Lamprea, 2009) mais sont au même niveau que les valeurs mesurées sur les rues du Marais (Gromaire, 1998), et restent faibles par rapport au ruissellement d'autoroute (Sansalone & Buchberger, 1997a; Drapper *et al.*, 2000).

TAB. 15.1: Concentrations en métaux mesurées dans les retombées atmosphériques, le ruissellement de bâti et de voirie, et dans les eaux pluviales de Référence (médianes, min et max)

µg/l	Cu	Pb	Zn
Ret. atm. (n=7)	6,3	2,6	230
	3,9 - 11	1,1 - 7,9	68 - 280
Ruiss. Bâti (n=5)	17	20	3000
	12 - 44	11 - 53	2000 - 3300
Ruiss. Voirie (n=7)	38	11	110
	21 - 84	4,8 - 36	47 - 360
Référence (n=6)	17	13	600
	16 - 21	7,1 - 15	460 - 850

Pour le *plomb*, les concentrations varient entre 7,1 et 15 µg/l (médiane à 13 µg/l) dans les eaux pluviales de Référence. Les concentrations dans les retombées atmosphériques sont environ 5 fois plus faibles, comprises entre 1,1 et 7,9 µg/l (médiane à 2,6 µg/l). Ces concentrations sont dans les gammes faibles des concentrations rapportées par la littérature (Zgheib, 2009; Lamprea, 2009). Les concentrations mesurées dans les eaux pluviales sont quasiment toutes supérieures aux NQE (7,2 µg/l).

Les concentrations dans le ruissellement du bâti (11 - 53 µg/l) sont 1,5 fois supérieures aux concentrations à l'exutoire et 7,7 fois supérieures aux concentrations dans les retombées atmosphériques. Le ruissellement de la parcelle est donc une source importante de plomb à l'échelle du bassin, dû fait de la présence d'éléments d'étanchéité en plomb au niveau des terrasses ou de la dalle du jardin. En effet Robert-Sainte (2009) a évalué l'émission de ces éléments d'étanchéité en plomb entre 7,2 et 7,6 g/m²/an en surface projetée. Cependant nous n'avons pas identifié où se situe cette source. La voirie est également émettrice de plomb, ses concentrations (4,8 - 36 µg/l) étant environ 4 fois supérieures aux concentrations dans les retombées atmosphériques, probablement du fait de son utilisation dans les plaquettes de frein (Davis *et al.*, 2001; Legret, 2001). Les concentrations en plomb du bâti sont dans les mêmes gammes que celles mesurées pour des toitures en zinc ou des toitures en tuiles avec éléments singuliers en plomb (Boller, 2004; Gnecco *et al.*, 2005; Lamprea, 2009) mais sont très inférieures aux valeurs mesurées par (Gromaire *et al.*, 2001). Les concen-

trations en plomb dans le ruissellement de voirie correspondent à celles mesurées dans les études réalisées après le passage à l'essence sans plomb ([Gnecco *et al.*, 2005](#); [Lamprea, 2009](#)) et sont évidemment beaucoup plus faibles que pour les études réalisées avant.

Pour le *zinc*, une première remarque doit être faite sur les concentrations dans les retombées atmosphériques : elles paraissent élevées par rapport aux valeurs trouvées dans la littérature ([Sabin *et al.*, 2005](#); [Robert-Sainte, 2009](#); [Lamprea, 2009](#)), et elles sont quasiment systématiquement supérieures à celles mesurées dans le ruissellement de voirie. Le blanc effectué sur le collecteur (voir page [11.1.1](#)) prouve que la contamination ne vient pas de la méthode de collecte de l'échantillon. Une contamination locale de l'atmosphère est donc suspectée, induite par le mobilier galvanisé du bâtiment sur lequel est placé le collecteur (rambardes, éléments d'imperméabilisation...), et par la présence de nombreuses toitures en zinc à proximité. Ce phénomène de contamination locale par du mobilier en zinc galvanisé a déjà été observé par [Robert-Sainte \(2009\)](#) à Champs-sur-Marne. De ce fait, pour les interprétations, ces valeurs n'ont pas été utilisées et ont été remplacées par une valeur moyenne (60 µg/l) qui correspond à la médiane des concentrations mesurées par [Robert-Sainte \(2009\)](#) dans ses blancs atmosphériques sur un site proche du notre (Créteil).

La concentration médiane en zinc mesurée dans les eaux pluviales est de 600 µg/l (460 - 850 µg/l), soit 10 fois supérieure à la valeur choisie pour l'atmosphère de 60 µg/l. Ces valeurs sont supérieures à celles rapportées par certaines études ([Pitt *et al.*, 2004](#); [Rule *et al.*, 2006](#)), et dans les mêmes ordres de grandeur que d'autres ([Rossi, 1998](#); [Zgheib, 2009](#)). En effet la contamination en zinc dépend des pratiques locales, notamment de l'utilisation du zinc pour les toitures ([Robert-Sainte, 2009](#)). Ces concentrations en zinc dans les eaux pluviales sont 1 à 2 ordres de grandeur au dessus des concentrations sans effets sur les organismes (PNEC=8,6 µg/l).

Le ruissellement de la parcelle bâtie (2000 - 3300 µg/l) est 5 fois plus concentré que les eaux pluviales à l'exutoire, et 50 fois plus que les retombées atmosphériques. La parcelle bâtie, du fait que sa toiture soit en zinc, apparaît donc comme une source majeure de zinc ; la contribution des autres bâtiments de la zone sera plus faible étant donné que leur toiture est en tuiles. Ces concentrations en zinc sont comparables à celles mesurées pour du ruissellement de toiture en zinc ([Gromaire *et al.*, 2001](#); [Boller, 2004](#); [Lamprea, 2009](#)). Le ruissellement de la voirie présente des concentrations variant entre 47 et 360 µg/l, soit 5 fois moins concentré qu'à l'exutoire et 2 fois plus concentré que les 60 µg/l choisis pour l'atmosphère. Le zinc est un élément constitutif dans certaines parties des voitures (pneus et plaquettes de frein) et la voirie est donc également une source de zinc ([Legret, 2001](#)). Ces concentrations en zinc sont plutôt dans la gamme basse de la littérature, correspondant à des voiries peu passantes.

Pour information, les concentrations dans la fraction dissoute sont données en annexe [E](#).

15.2 Contamination métallique particulaire

La figure [15.1](#) représente les pourcentages de métaux dans la fraction particulaire pour les 3 métaux et les 4 types d'échantillons.

À l'exutoire de Référence, le *cuivre* est réparti entre les deux fractions (52 % particulaire en médiane). Il est plus particulaire dans les retombées atmosphériques (72 % en médiane). Le cuivre atmosphérique et provenant du ruissellement de la parcelle bâtie sont particuliers (72 et 71 %), alors que le cuivre de la voirie et de l'exutoire sont plus dissous (53 et 52 %). Or nous avons montré que la source principale du cuivre était la voirie. La distribution à l'exutoire reflète donc la distribution dans la voirie. Par contre la distribution mesurée dans les retombées atmosphériques ne correspond pas à ce qui a été trouvé dans d'autres études ([Garnaud, 1999](#)).

Le plomb est majoritairement particulaire (83 %) dans les eaux pluviales de Référence, et plutôt dissous dans les retombées atmosphériques (45 %). Ces pourcentages correspondent à ce qui est trouvé dans la littérature pour ce métal qui a de grandes affinités pour les particules ([Garnaud, 1999](#); [Zgheib, 2009](#)). Le plomb du ruissellement du bâti et des voiries est majoritairement particulaire (entre 87 et 90 %).

Le zinc est essentiellement dissous dans les eaux pluviales (28 % de particulaire) et dans les retombées atmosphériques (19 %). Dans le cas de la toiture, il est également fortement dissous (21 % de particulaire) puisqu'il s'agit de zinc libre issu de la corrosion des matériaux de couverture ([Gromaire, 1998](#); [Robert-Sainte, 2009](#)). Par contre le zinc émis par le trafic routier est essentiellement particulaire (83 %). Il y a donc peu d'évolution de la spéciation du zinc entre les voies d'introduction et l'exutoire.

Le tableau [15.2](#) donne les minima et maxima des teneurs en métaux mesurées dans les particules des différents échantillons.

Les teneurs en cuivre sont homogènes entre les différents échantillons, et sont souvent au dessus des PNEC pour les sédiments. Elles sont un peu plus faibles que celles mesurées par [Gromaire \(1998\)](#) dans le Marais, ou par [Zgheib \(2009\)](#) à l'aval de Noisy-le-Grand.

Pour le plomb et le zinc, les particules les plus contaminées sont celles du ruissellement de bâti qui en est une voie d'introduction importante. Pour le zinc, les particules sont extrêmement chargées, jusqu'à 20 fois plus que les PNEC sédiments, mais dans la gamme de la littérature pour le même type d'occupation du sol ([Gromaire, 1998](#); [Brown & Peake, 2006](#); [Zgheib, 2009](#)).

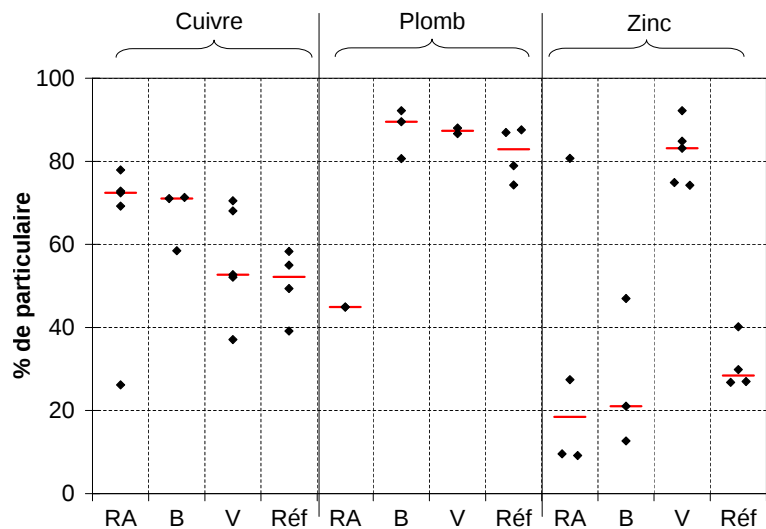


FIG. 15.1: Pourcentage de métaux dans la fraction particulaire (RA=Retombées atmosphériques; B=ruissellement du bâti; V=ruissellement de voirie; Réf=eaux pluviales de Référence)

TAB. 15.2: Teneurs en métaux mesurées dans les particules (médianes, min - max)

mg/kg	Cu	Pb	Zn
Ret. atm. (n=5)	200	20	1600
	50 - 610	n=1	930 - 2200
Ruiss. Bâti (n=3)	260	260	11000
	180 - 370	230 - 360	8000 - 25000
Ruiss. Voirie (n=6)	260	90	1500
	100 - 530	50 - 110	670 - 1700
Référence (n=4)	280	260	5500
	140 - 380	220 - 380	3000 - 6400
PNEC sédiments	100	100	300

15.3 Extrapolation en flux annuels

Le principe de l'extrapolation a été expliqué dans le paragraphe 14.4.1 page 192 pour les composés organiques.

La période d'échantillonnage des métaux traces est plus courte que pour les substances organiques : elle représente pour les retombées atmosphériques 14 % en durée et 22 % en hauteur d'eau (respectivement 7 et 4 % pour l'exutoire de Référence). Les pluies échantillonnées sont importantes en termes de hauteur d'eau précipitée ce qui explique la différence de pourcentage entre les deux hypothèses. La période d'échantillonnage est donc moins représentative que pour les organiques mais permet tout de même d'avoir un ordre de grandeur des flux véhiculés par les retombées atmosphériques. Pour les eaux pluviales,

l'ordre de grandeur est donné à titre indicatif, mais est à considérer avec prudence.

Le tableau 15.3 résume les paramètres de calcul des flux et en donne les résultats.

L'hypothèse 2 donne des résultats plus faibles que l'hypothèse 1 par un effet de dilution dû au fait que les périodes échantillonnées sont très pluvieuses.

Le flux de cuivre extrapolé pour les retombées atmosphériques varie entre 3,7 et 5,8 $\text{mg}/\text{m}^2/\text{an}$, et celui de plomb entre 3,1 et 5,0 $\text{mg}/\text{m}^2/\text{an}$. Ces valeurs sont dans les ordres de grandeur de la littérature (Garnaud *et al.*, 1999; Sabin *et al.*, 2005; Lamprea, 2009). Pour le plomb, le flux atmosphérique extrapolé se rapproche des flux mesurés récemment après l'arrêt de l'utilisation de l'essence au plomb.

Le flux de zinc extrapolé pour les retombées atmosphériques est compris entre 91 et 140 $\text{mg}/\text{m}^2/\text{an}$, valeurs dans la gamme haute de la littérature : 15 - 110 $\text{mg}/\text{m}^2/\text{an}$ (Garnaud *et al.*, 1999; Azimi *et al.*, 2005; Sabin *et al.*, 2005; Lamprea, 2009)

TAB. 15.3: Flux annuels de métaux traces extrapolés à partir de la période échantillonnée

		Ret. Atm.		Eaux pluviales Référence	
		Hyp. 1	Hyp. 2	Hyp. 1	Hyp. 2
Période échantillonnée		50 j	140 mm	15 j	46 mm
Période annuelle		365 j	650 mm	365 j	650 mm
Flux annuels ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{an}$)	Cuivre	5,8	3,7	13	7,6
	Plomb	5,0	3,1	11	6,0
	Zinc	140	91	430	240

Ces flux atmosphériques représentent 40 à 50 % du flux véhiculé par les eaux pluviales pour le cuivre et le plomb, ce qui paraît beaucoup par rapport aux données dans la littérature. Une explication pourrait être que l'occupation du sol génère une faible contamination des eaux pluviales pour ces éléments. Pour le zinc, en dépit de la contamination suspectée des retombées atmosphériques, le flux atmosphériques ne représente que 30 % du flux transporté par les eaux pluviales du fait d'une importante production locale de zinc par les toitures.

Chapitre 16

Conclusion sur le niveau de contamination des eaux pluviales d'un bassin versant amont

Cette partie a présenté les résultats de l'échantillonnage et l'analyse de 19 échantillonnages d'eaux pluviales à l'exutoire d'un bassin versant amont, et du suivi des voies d'introduction de la contamination. Ces données ont permis de caractériser et quantifier la contamination des eaux pluviales d'un petit bassin versant résidentiel en zone urbaine. Les données collectées sont intéressantes car pour certaines molécules elles complètent les suivis réalisés depuis une vingtaine d'années (métaux traces, PCB, HAP) et pour d'autres elles apportent de nouvelles informations quant à la contamination des eaux pluviales et des retombées atmosphériques (notamment pour les nonyl- et octylphénols et les autres substances prioritaires de la DCE). Il est cependant regrettable que le suivi du ruissellement de chaussée n'ait pas pu être complet pour les micropolluants organiques, et que les concentrations mesurées dans le bâti comportent un biais pour les paramètres particuliers.

Notre étude a montré la présence de certaines substances prioritaires de la DCE dans les eaux pluviales : HAP, NP, OP, DEHP et plomb. Les autres substances de la liste n'ont pas été quantifiées dans les eaux pluviales de ce bassin versant amont. Ceci ne permet pas de conclure quant à leur potentielle contamination car les limites de quantification du laboratoire prestataire sont parfois supérieures aux NQE (c'est le cas pour le mercure, les organoétains, les COHV, les chlorobenzènes et les PBDE).

Les concentrations de ces substances et des autres paramètres de l'étude sont globalement plus faibles que celles mesurées à l'aval des réseaux séparatifs comme le montre la figure 16.1. Les comparaisons avec les concentrations mesurées par [Zgheib \(2009\)](#) à l'aval de trois bassins versants (64 à 215 ha) pavillonnaires et résidentiels denses en région parisienne

mettent en évidence l'effet du transport des eaux pluviales dans le réseau et du mélange entre les effluents provenant de zones d'activité variables : les effluents se chargent en contaminants (par possible remise en suspension des stocks et/ou mauvais branchements) et perdent la spécificité de leur provenance. Cependant la contamination est tout de même élevée pour certains contaminants dont les concentrations sont supérieures aux normes de qualité environnementale (les valeurs entre parenthèses sont les facteurs de dilution qu'il faudrait appliquer aux médianes mesurées dans nos échantillons pour être au dessous des NQE) : HAP (1,4 à 60), NP(1,6), plomb (1,8), DEHP(8).

L'étude des voies d'introduction de la contamination a montré une production locale de la plupart des composés étudiés (sauf les PCB) mais la contribution atmosphérique est plus importante qu'à l'aval du réseau mettant en évidence que les eaux pluviales à l'échelle amont sont peu chargées. Le lessivage des bâtiments apparaît comme la source majoritaire du zinc du fait de l'utilisation de toits en zinc, et des alkylphénols. Le trafic automobile semble être la voie d'introduction principale des HAP et du cuivre.

L'étude de la répartition entre fractions dissoute et particulaire montre que la contamination des eaux pluviales n'est pas que particulaire comme il est souvent pensé, ce qui a d'ailleurs influencé les gestionnaires vers des systèmes de traitement par décantation. Certains paramètres sont en effet majoritairement véhiculés par les particules (HAP>90 %, plomb>80 %), mais d'autres sont répartis entre les deux fractions (matière organique, PCB, cuivre), et d'autres majoritairement dissous (zinc et alkylphénols). Pour les alkylphénols, cette distribution est comparable à ce qui est mesuré à l'aval des réseaux séparatifs ou dans le milieu puisque c'est une molécule très soluble. Pour la matière organique, le zinc et les PCB, la proportion de particulaire est plus faible qu'à l'aval des réseaux ou dans le milieu prouvant une évolution de leur spéciation au cours du transport.

Ces résultats permettent d'émettre des recommandations pour la gestion des eaux pluviales.

Le transport sur de longues distances doit être évité afin de limiter la contamination au cours du transport ou par des mauvais branchements. La gestion dès l'amont permet de ne pas rejeter au milieu des eaux non contaminées, et de traiter spécifiquement les eaux très contaminées par certaines pratiques locales (toitures métalliques par exemple) avant leur dilution par des effluents moins chargés. Un traitement local et adapté au type de ruissellement est par exemple promu en Suisse qui impose un traitement pas adsorbants artificiels avant infiltration pour des surfaces métalliques supérieures à 50 m² (Directive «VSA» de 2002 mise à jour en 2008 ([VSA, 2002](#))).

Au niveau des types d'ouvrages à mettre en place pour leur traitement, le choix ne doit pas se borner uniquement à des traitements par décantation : d'une part les eaux pluviales amont sont plus dissoutes qu'à l'aval, et d'autre part la cible du traitement n'est

plus uniquement les matières en suspension, mais également des substances prioritaires dont certaines sont majoritairement dissoutes (alkylphénols par exemple).

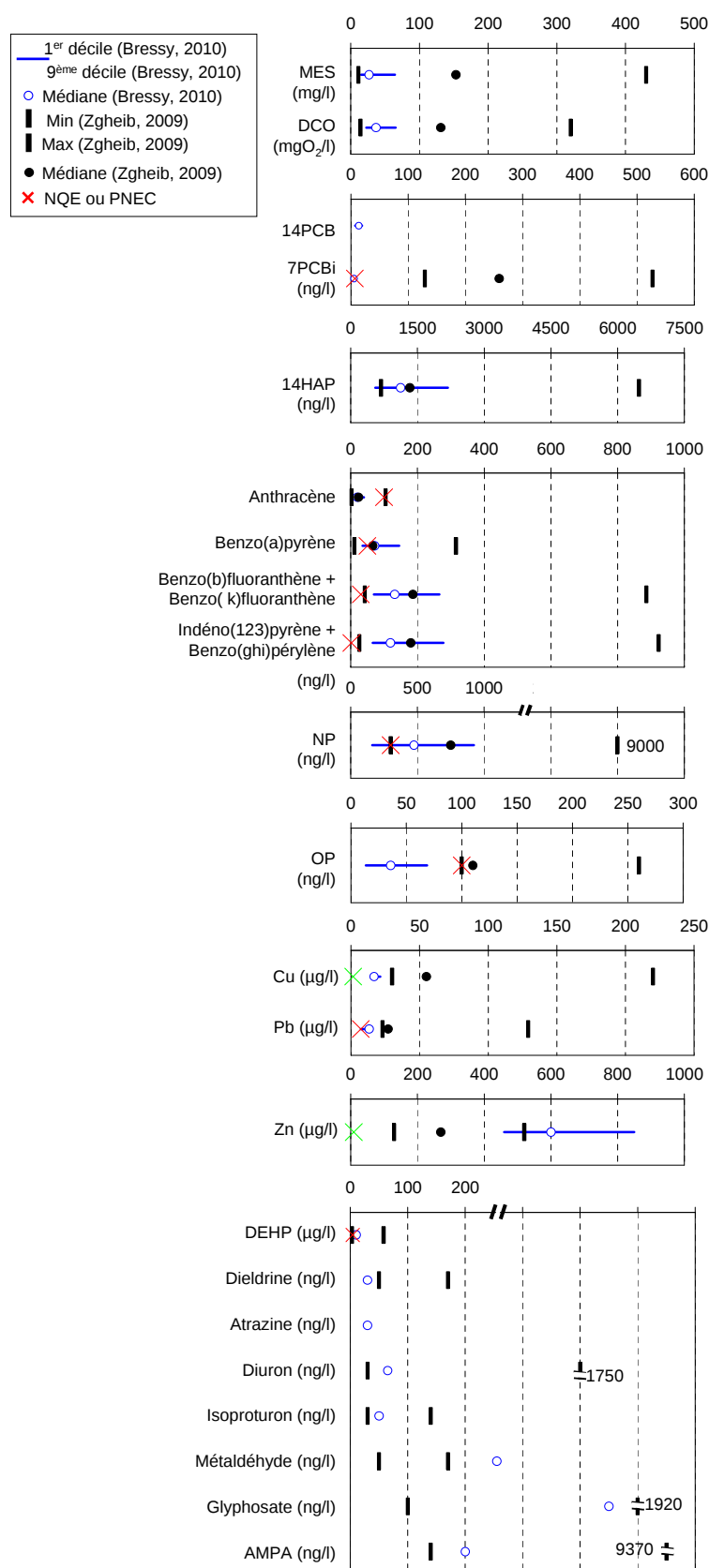


FIG. 16.1: Comparaison des concentrations à l'aval d'un petit bassin versant amont (traits horizontaux), et de grands bassins versants (barres verticales d'après Zgheib (2009))

Cinquième partie

Évaluation des flux et des contributions à l'échelle du bassin versant

Apport du calcul de flux pour l'interprétation des données

Le calcul de flux a deux objectifs. Le premier est de pouvoir évaluer les contributions de chaque voie d'introduction à la contamination de l'exutoire. Le deuxième est de développer des fonctions de production d'eau et de contaminants pour chaque type de surfaces afin de s'affranchir des différences d'occupation du sol lors de la comparaison des bassins versants différents.

La partie [IV](#) a montré que pour certains contaminants les contributions locales des bâtiments et des voiries à la contamination des eaux pluviales sont importantes par rapport aux apports atmosphériques. Mais cette simple comparaison entre les concentrations des différents échantillons ne permet pas de quantifier la contribution de chaque apport. Cette partie vise donc à évaluer les masses de contaminants $M_{i,j}$ émises à l'échelle de l'événement i pour chaque type de surface j (voir équation [16.1](#)). Ces masses intègrent à la fois la donnée de concentration $C_{i,j}$ et la donnée hydraulique (c'est-à-dire le volume d'eau ruisselé $V_{i,j}$) qui sont fortement liées au type de surface considérée.

$$M_{i,j} = C_{i,j} \times V_{i,j} \quad (16.1)$$

Les concentrations $C_{i,j}$ ont été mesurées dans les retombées atmosphériques, et pour certains événements dans le ruissellement de voirie et le ruissellement de toiture. Ces données de concentration ont été complétées, pour les métaux traces, par les modèles d'émission des matériaux de couverture développés par [Robert-Sainte \(2009\)](#) et décrits au paragraphe [3.3.2.2](#) page [59](#). Les volumes n'ont été mesurés qu'aux exutoires des bassins versants. Les volumes ruisselés par chaque type de surface ont été simulés à l'aide d'un modèle qui intègre la donnée d'occupation du sol ; ce modèle fait l'objet du chapitre [17](#).

Des bilans de masse ont ensuite été faits à l'échelle du bassin versant Référence pour caler les fonctions de production associées à chaque contaminant, chaque type de surface et chaque événement. Ces bilans de masse sont décrits dans le chapitre [18](#).

Ces fonctions de production sont ensuite appliquées, dans la partie **VI**, sur les bassins versants régulés afin de simuler leur comportement hydraulique et leurs émissions de contaminants comme s'ils étaient gérés par un réseau séparatif classique. L'objectif est d'évaluer quel est l'impact des techniques alternatives sur les flux d'eau et sur les flux de contaminants produits en s'affranchissant des différences d'occupation du sol entre les bassins versants. Dans cet objectif une attention particulière a été portée pour ne pas surestimer ces fonctions de production et donc surévaluer l'effet des techniques. Nous avons donc utilisé pour chaque paramètre une hypothèse minimale qui ne surestime pas la production.

Chapitre 17

Modélisation des volumes ruisselés

17.1 Bibliographie sur la modélisation du ruissellement

La modélisation pluie/débit consiste à simuler la réponse d'un bassin versant à une pluie. L'hydrogramme à l'exutoire diffère du hyétogramme de la pluie du fait :

- de pertes lors du ruissellement,
- de la dynamique du transfert.

Les *pertes lors du ruissellement* sont dues à des pertes initiales et des pertes continues. Les pertes initiales sont des pertes en début de pluie du fait du mouillage des surfaces et du stockage de l'eau dans des anfractuosités du sol. Les pertes continues sont dues à l'infiltration dans le sol, à l'évaporation et à l'évapotranspiration. Ces pertes sont modélisées par une fonction de production qui dépend du type de surface, des caractéristiques de la pluie et de l'état initial du sol. Elles sont représentées par un coefficient de ruissellement qui correspond au rapport entre le volume ruisselé et le volume précipité.

La *dynamique du transfert* permet de tenir compte de l'écoulement de l'eau à travers le réseau et est modélisée par une fonction de transfert. La dynamique de transfert n'a pas été étudiée ici, l'objectif étant de reproduire les volumes ruisselés à l'échelle de l'événement pluvieux.

17.1.1 Évaluation des phénomènes mis en jeu

L'*infiltration* est souvent sous estimée en milieu urbain, pourtant elle existe, même pour des surfaces dites imperméables comme les routes. Les taux d'infiltration sont très variables suivant les études du fait des différences de pente et d'âge du matériau, et suivant le type de méthode de mesure employée. [Davies & Hollis \(1981\)](#) rapportent une perte de 30 à 39 % des précipitations sur une route (calcul indirect par soustraction du ruissellement, des pertes initiales et de l'évaporation) ; [Ragab et al. \(2003\)](#) ont estimé l'infiltration sur les

routes entre 6 et 9 % (par mesure de l'humidité du sous sol) ; [Ramier et al. \(2006\)](#) entre 22 et 27 % ; et [Lemonsu et al. \(2007\)](#) de 6 à 22 %. Les valeurs des vitesses d'infiltration évaluées par [Lemonsu et al. \(2007\)](#) sont autour de 0,1 mm/h, mais sont très variables d'une route à l'autre.

L'infiltration dans des pelouses a été mesurée par [Hamilton & Waddington \(1999\)](#) et varie entre 4 et 100 mm/h en fonction de l'âge de la pelouse et du sol. Pour des pelouses implantées sur des sols tels que les nôtres, les valeurs sont comprises entre 15 et 30 mm/h.

L'évaporation est également un phénomène important, évalué entre 10 et 30 % des précipitations annuelles suivant les auteurs ([Davies & Hollis, 1981](#); [Ragab et al., 2003](#); [Ramier et al., 2006](#)). [Lemonsu et al. \(2007\)](#) rapportent un pourcentage plus faible : entre 0,6 et 7 %. Suivant l'échelle de temps considérée, et la façon de faire le bilan hydrique, ce phénomène n'est pas pris en compte dans les modèles. Il est inclus soit dans les pertes initiales, soit dans l'infiltration car l'évaporation est un phénomène lent et qui se produit après la pluie. Pour les surfaces végétales, l'évapotranspiration augmente le phénomène d'évaporation. Par exemple [Berthier et al. \(2006\)](#) montrent sur un bassin versant que les 55,5 % de surfaces végétalisées contribuent à 90 % de l'évaporation.

Les *pertes initiales* ont été évaluées pour les toits à 0,25 mm par [Davies & Hollis \(1981\)](#), entre 0,15 et 0,7 mm par [Hollis & Ovenden \(1988\)](#), et entre 0,4 et 0,7 mm par [Ragab et al. \(2003\)](#). Ces pertes sont considérées comme deux fois plus importantes sur les routes d'après [Hollis & Ovenden \(1988\)](#).

17.1.2 Modèles de ruissellement en milieu urbain

De nombreux modèles de simulation des volumes ruisselés ont été développés pour des événements intenses, dans le but de prévoir et traiter les risques d'inondation. Mais dans le but d'étudier la pollution induite par le ruissellement urbain, les petits événements fréquents doivent aussi être modélisés car ils sont responsables d'une part non négligeable de cette pollution à l'échelle annuelle. Or ces modèles reproduisent mal la variabilité de l'écoulement pour ce type d'événements ([Rodriguez et al., 2000](#); [Berthier et al., 2001](#)). Cette partie présente divers modèles développés pour répondre à cette question mais ne se veut pas exhaustive. (Seule la fonction de production est prise en compte dans ces modèles.)

Une approche simple et utilisée classiquement est décrite par [Boyd et al. \(1993\)](#). La hauteur d'eau ruisselée sur les surfaces imperméables y est décrite comme une fonction linéaire de la hauteur de pluie précipitée moins des pertes initiales, selon l'équation 17.1.

$$H_{ruiss} = (H_{pluie} - PI)F \quad (17.1)$$

Où H_{ruiss} est la hauteur de pluie ruisselée, H_{pluie} la hauteur d'eau précipitée, PI les pertes initiales et F la fraction imperméable du bassin versant.

Cette méthode est simple mais ne permet pas de modéliser les phénomènes physiques dépendant des types de surface comme l'infiltration qui est pourtant importante sur la plupart des surfaces, et très variable d'une surface à l'autre (Davies & Hollis, 1981; Hamilton & Waddington, 1999; Lemonsu *et al.*, 2007).

Afin de prendre en compte l'antécédent pluvieux, un «schéma à pertes initiales variables» a été proposé, et est présenté par Berthier *et al.* (2001), suivant l'équation 17.2. La hauteur d'eau stockée sur les surfaces en début de pluie ($H_{eau}(j_{init})$) est obtenue par modélisation en continu en utilisant des données d'évapotranspiration.

$$V_{ruiss} = [H_{pluie} - (PI - H_{eau}(j_{init}))].F.S_{BV} \quad (17.2)$$

Où V_{ruiss} est le volume ruisselé, H_{pluie} la hauteur d'eau précipitée, PI les pertes initiales, $H_{eau}(j_{init})$ la hauteur d'eau stockée sur les surfaces au début de l'événement pluvieux, S_{BV} la surface du bassin versant, et F la fraction imperméable du bassin versant.

Le modèle précédent ne distingue pas non plus les différents types de surface et a été amélioré en utilisant un «schéma à pertes initiales variables et coefficient de ruissellement» (Berthier *et al.*, 2001) qui tient compte de l'infiltration au travers des surfaces perméables. Ce modèle distingue les différents types de surface i suivant l'équation 17.3.

$$V_{ruiss} = \frac{\sum_i [V_{pluie} - (PI_i - H_{eau,i}(j_{init}) + K_{inf,i}.t_p).S_{BV}].A_i}{\sum A_i} \quad (17.3)$$

Où les A_i sont les rapports entre les surfaces de chaque type i et la surface du bassin versant, $K_{inf,i}$ est le taux d'infiltration pour la surface i donnée (nul pour les toitures), et t_p la durée de l'événement pluvieux.

Berthier *et al.* (2001) ont étudié les performances de ces modèles et ont montré qu'ils n'expliquent pas toute la variabilité des volumes ruisselés, notamment pour les événements courants, du fait qu'ils sont basés sur une loi du tout ou rien suivant que l'antécédent pluvieux et la hauteur de pluie remplissent les pertes initiales. Mais ces modèles ont l'avantage d'être simples à mettre en œuvre et d'avoir un nombre faible de paramètres d'entrée.

Des modèles plus complexes ont été développés qui tiennent compte d'un plus grand nombre de phénomènes physiques. Ils permettent de modéliser plus finement les relations

pluie / débit mais nécessitent :

- d’une part un plus grand nombre de variables d’entrée (données de température et d’humidité pour l’évaporation et l’évapotranspiration, diffusion de l’eau au travers d’un matériau poreux, données du sous-sol...),
- et d’autre part un calage d’un plus grand nombre de paramètres.

Ils n’apparaissent donc pas adaptés pour notre étude pour laquelle le jeu de données (fiables) de pluie et de débit ne couvre qu’un peu plus d’un an ; et les paramètres de température ou d’humidité n’ont pas été mesurés.

17.2 Analyse des données

Les données utilisées pour la modélisation correspondent aux données de pluie collectées par le pluviomètre installé sur notre site, et aux données de débit mesurées à l’exutoire du bassin versant Référence entre le 2 juillet 2008 et le 31 août 2009. Le travail de prétraitement décrit au paragraphe 10.1.3.2 page 135 a permis d’isoler 163 événements pluvieux sur cette période. 4 événements présentaient des rapports H_{net} (pluie ruisselée) sur H_{tot} (pluie précipitée) supérieurs à 1 et ont été éliminés. De plus les événements pour lesquels la hauteur de pluie était inférieure ou égale à 0,4 mm n’ont pas été pris en compte pour le calage des paramètres, les incertitudes de mesure sur H_{tot} étant trop élevées pour ces pluies. Au final, 130 événements ont été utilisés pour la modélisation.

Afin de caractériser la distribution des événements, et l’importance de chaque type de pluie, les fréquences cumulées et les volumes (d’eau précipitée) cumulés ont été représentés sur la figure 17.1 en fonction de la hauteur d’eau précipitée. Ce graphique montre que les événements faibles en hauteur d’eau sont les plus fréquents, mais qu’ils ne contribuent pas pour beaucoup au volume d’eau total. Par exemple les événements de moins de 2,2 mm représentent 43 % des événements mais seulement 10 % du volume d’eau précipité ; et les événements de moins de 7 mm représentent 80 % des événements mais seulement 40 % du volume d’eau précipité.

Le calcul des coefficients de ruissellement $CR=H_{net}/H_{tot}$ pour les 130 événements identifiés sur Référence montre une très grande variabilité des valeurs : de presque 0 à 1, avec une valeur moyenne annuelle de 0,72. Pour expliquer la variabilité des coefficients de ruissellement d’une pluie à l’autre, et essayer de trouver les paramètres utiles à la modélisation, les paramètres suivant ont été testés :

- la hauteur d’eau précipitée H_{tot} ,
- la hauteur d’eau précipitée dans les 3, 6, 24 et 72 heures précédentes,
- l’intensité maximale sur 6, 15, 30 et 420 minutes,

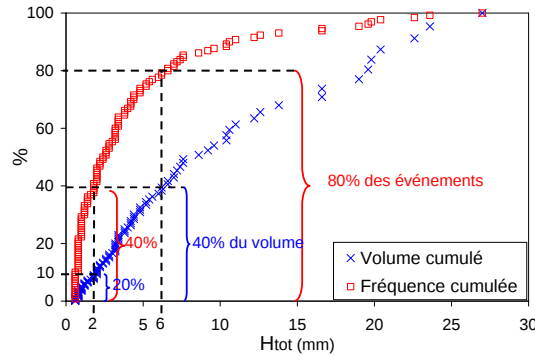


FIG. 17.1: Fréquences et volumes cumulés des événements en fonction de la hauteur d'eau précipitée

– la saison.

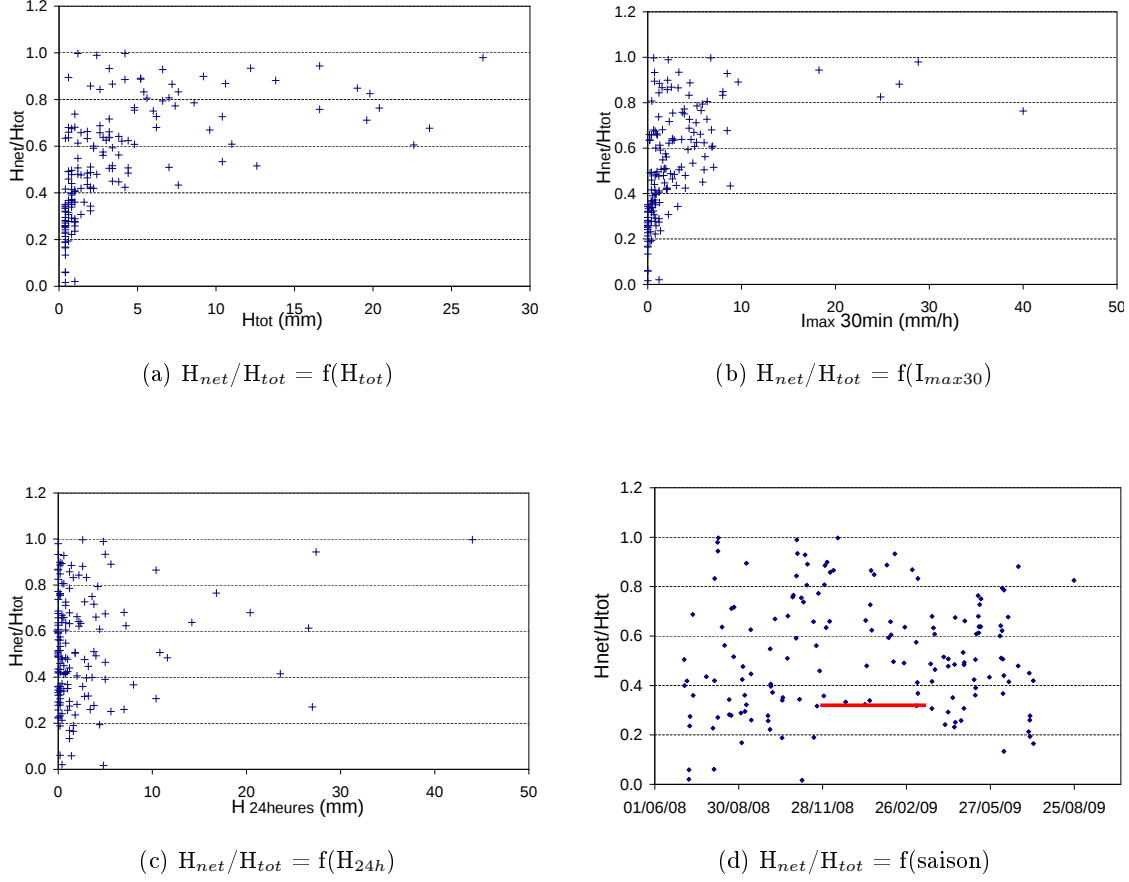
Le coefficient de ruissellement CR, c'est-à-dire le rapport H_{net}/H_{tot} , a été tracé en fonction de chacun de ces paramètres, les graphiques sont donnés figure 17.2.

La figure 17.2a montre une importante dispersion des coefficients de ruissellement pour les faibles hauteurs de pluie. Une tendance à l'augmentation rapide du CR avec H_{tot} a été observée pour les petites pluies (0,4 à 8 mm). Pour les pluies de plus de 10 mm, le CR semble atteindre un plateau, avec des valeurs fluctuant entre 0,6 et 1.

La même tendance a été observée sur le graphique 17.2b pour le CR en fonction de l'intensité maximale sur 6, 15 et 30 minutes. Pour les pluies peu intenses (inférieures à 4 mm/h sur 30 minutes), la dispersion est très grande (entre 0,1 et 1). Pour les pluies plus intenses, le CR ne descend pas au dessous de 0,4. Puis pour les pluies très intenses (> 10 mm/h) le CR est toujours au dessus de 0,7.

Les graphiques 17.2c et 17.2d ne montrent pas de tendance entre le CR et la saison, ou la hauteur de pluie précipitée dans les dernières 24 h. Pendant les mois d'hiver, le coefficient de ruissellement ne descend pas au dessous de 0,3 (trait rouge sur le graphique 17.2d) ce qui peut s'expliquer par le sol saturé en eau qui réduit les pertes initiales.

Les données sont très dispersées, quel que soit le paramètre considéré. Cette constatation n'est pas étonnante pour la hauteur de pluie tombée dans les dernières 24 h et pour la date, car ces paramètres vont essentiellement jouer sur les pertes initiales. La dispersion des CR pour les petites pluies peut en partie s'expliquer par les incertitudes expérimentales. Cependant ces incertitudes ne suffisent pas à expliquer l'ensemble de la variabilité. En effet l'incertitude maximale est donnée par l'équation 17.5 (les détails du calcul sont donnés au chapitre 11) et est représentée en figure 17.3. L'incertitude est de 57 % pour une hauteur


 FIG. 17.2: Coefficients de ruissellement H_{net}/H_{tot} en fonction de différents paramètres

de pluie de 0,4 mm, et elle diminue rapidement : à 2 mm elle n'est plus que de 20 %.

$$\frac{\Delta CR}{CR} = \sqrt{\left(\frac{\Delta V}{V}\right)^2 + \left(\frac{\Delta H_{tot}}{H_{tot}}\right)^2 + \left(\frac{\Delta S}{S}\right)^2} \quad (17.4)$$

$$= \sqrt{(0,1)^2 + (0,066 + \frac{0,2}{H_{tot}})^2} \quad (17.5)$$

Une analyse en composante principale n'a montré aucune corrélation pertinente entre les paramètres. Toutes ces analyses montrent donc qu'un seul paramètre n'est pas suffisant pour décrire le coefficient de ruissellement.

17.3 Description du modèle

Le modèle décrit par [Berthier *et al.* \(2001\)](#) (pertes initiales variables et coefficients de ruissellement, voir paragraphe 17.1.2 page 210) a été adapté en distinguant trois types de surface : les toits, les voiries et les jardins. L'évapotranspiration n'a pas été considérée.

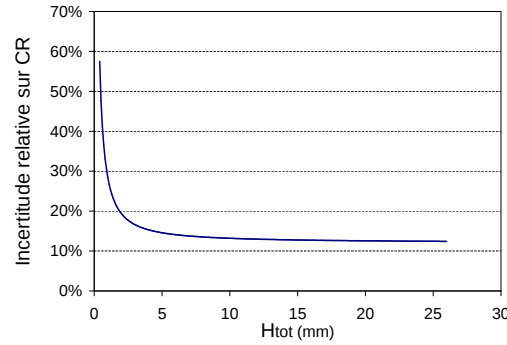


FIG. 17.3: Incertitudes relatives sur le coefficient de ruissellement mesuré en fonction de la hauteur de pluie

Pour comprendre l'influence de chaque phénomène physique du modèle, des simulations simples avec des paramètres fixés arbitrairement ont d'abord été faites.

Un modèle avec des pertes initiales (PI) pour les toitures et les voiries ($PI_{voirie}=0,6$ mm et $PI_{toit}=0,4$ mm) et pas de ruissellement sur les jardins a d'abord été considéré. Il a permis de reproduire l'allure générale de la distribution des coefficients de ruissellement (voir figure 17.4a). Pour reproduire les coefficients de ruissellement plus faibles, une infiltration (0,4 mm/h) au travers de la voirie est nécessaire (voir figure 17.4b). La prise en compte de l'antécédent pluvieux (voir figure 17.4c) qui compense pour certaines pluies les pertes initiales, permet de reproduire la dispersion des CR vers le haut. Les CR sont cependant plafonnés à 0,78 qui est le coefficient d'imperméabilisation du bassin versant. Pour reproduire les CR supérieurs, il faut considérer un ruissellement sur les jardins. Les coefficients de ruissellement simulés en tenant compte des 3 phénomènes (pertes initiales, infiltration sur la voirie et prise en compte de l'antécédent pluvieux) sont représentés sur la figure 17.4d.

Ces observations nous ont permis de construire le modèle pour les surfaces imperméables suivant les équations 17.6 et 17.7. Les pertes initiales sont représentées par un stockage de surface qui peut être rempli par les pluies précédentes et qui ne déborde (et donc ne produit un ruissellement) que si les précipitations sont suffisantes pour le remplir tout en compensant l'infiltration. Dans le modèle de Berthier *et al.* (2001), le remplissage de ces stockages de surface sont suivis en continu à l'aide de données atmosphériques que nous n'avons pas. Nous avons donc considéré que le remplissage des pertes initiales était lié aux hauteurs de pluie précipitée dans les dernières 6 h pour les voiries et les dernières 3 h pour les toitures.

Le jardin étant sur dalle, il a été supposé que l'infiltration était limitée. Le jardin a été considéré comme une zone de stockage dont le volume dépend de l'antécédent pluvieux

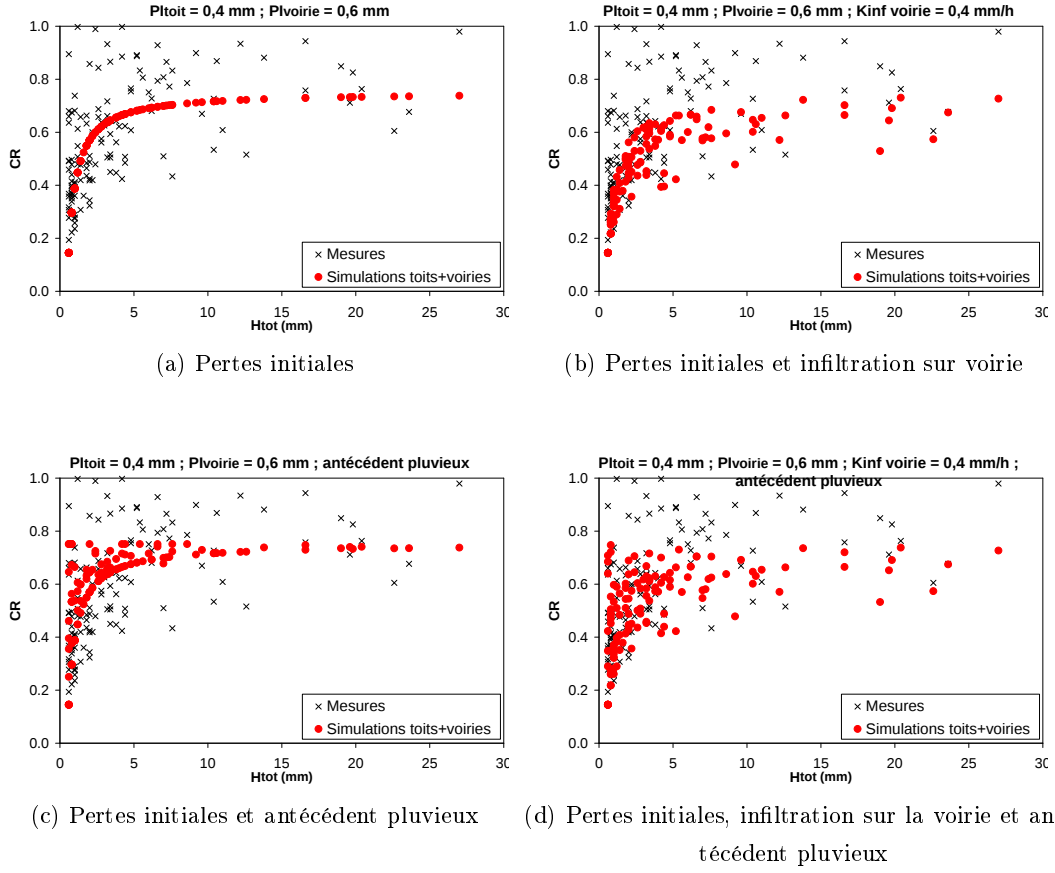


FIG. 17.4: Coefficients (voirie + toiture) de ruissellement simulés par des modèles simples

(hauteur de pluie précipitée sur les 6 derniers jours) et qui peut déborder soit lorsqu'elle est pleine, soit lorsque l'infiltration n'est pas assez rapide par rapport à l'intensité de la pluie. Les équations 17.8 décrivent ce comportement.

Modèle toiture

$$H_{net,t} = [H_{tot} - \max(PI_t - H_{3h}; 0)] \cdot A_t \quad (17.6)$$

Modèle voirie

$$\begin{aligned} \text{Si } PI_v > H_{6h} : H_{net,v} &= \max(H_{tot} - (PI_v - H_{6h}) - K_{inf,v} \cdot t_p; 0) \cdot A_v \\ \text{Sinon : } H_{net,v} &= \max(H_{tot} - K_{inf,v} \cdot t_p; 0) \cdot A_v \end{aligned} \quad (17.7)$$

Modèle jardin

$$\begin{aligned} \text{Si } PI_j > H_{6j} : H_{net,j} &= \max(H_{tot} - \min(PI_j - H_{6j}; K_{inf,j} \cdot t_p); 0) \cdot A_j \\ \text{Sinon : } H_{net,j} &= H_{tot} \cdot A_j \end{aligned} \quad (17.8)$$

Avec $H_{net,i}$ la hauteur d'eau ruisselée par la surface de type i (mm), H_{tot} la hauteur d'eau précipitée (mm), PI_i les pertes initiales de la surface i (mm), PI_j la hauteur de stockage dans le jardin, H_{Xh} la hauteur d'eau précipitée pendant les X dernières heures (6 jours pour les jardins, 6 h pour les voiries et 3 h pour les toitures) (mm), $K_{inf,i}$ le taux d'infiltration de la surface i (mm/h), t_p la durée de la pluie (h), et A_i la proportion du bassin versant de type i .

Calage des paramètres Cinq paramètres sont à caler sur ce modèle : les pertes initiales PI_t , PI_v , et PI_j , et les coefficients d'infiltration $K_{inf,v}$ et $K_{inf,j}$. Ils ont été calés avec le logiciel d'optimisation Evolver en minimisant la somme des valeurs absolues de l'erreur. Cependant pour aboutir à une solution ayant un sens physique, des bornes ont été fixées sur les valeurs possibles des paramètres en se référant aux valeurs classiques de la littérature. Ces bornes ainsi que les résultats du calage sont donnés dans le tableau 17.1. Il est à noter que les paramètres de la voirie se calent sur les bornes de l'intervalle de contrainte.

TAB. 17.1: Valeurs des paramètres du modèle pluie débit

	PI (mm)		K_{inf} (mm/h)	
	Bornes imposées	Valeurs calées	Bornes imposées	Valeurs calées
Toit	0,2 - 0,45	0,33		
Voirie	0,3 - 0,65	0,65	0,2 - 0,5	0,2
Jardin	0 - 50	27,6	0 - 50	19,7

Les coefficients de ruissellement de chaque type de surface sont illustrés sur la figure 17.5 pour chaque événement.

Les coefficients de ruissellement de la toiture varient entre 0,5 et 1. Certaines valeurs paraissent faibles pour des toits, mais ne concernent que les événements de très faible hauteur d'eau : 85 % des coefficients sont au dessus de 0,6. Le coefficient de ruissellement moyen sur l'ensemble de la période (rapport entre la somme des hauteurs d'eau ruisselée et la somme des hauteur d'eau précipitée sur les toits) est de 0,94.

Les coefficients de ruissellement de la voirie varient entre 0 (pour 9 événements) lorsque la pluie est inférieure aux pertes initiales (pluies inférieures à 0,6 mm) et 1. La majorité des événements (70 %) ont des coefficients de ruissellement supérieurs à 0,5. Le coefficient de ruissellement moyen de la voirie pour l'ensemble de la période est de 0,76.

Enfin, le jardin ne ruisselle pas dans 85 % des cas. Pour 11 événements (sur 130), son coefficient de ruissellement vaut 1, ce qui paraît fort mais s'explique par un antécédent pluvieux important. Pour l'ensemble de la période, le coefficient de ruissellement moyen du jardin est de 0,22.

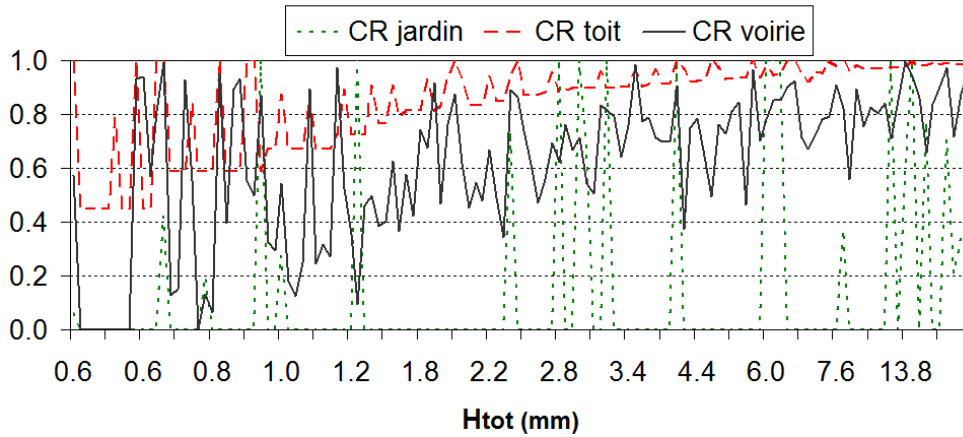


FIG. 17.5: Coefficients de ruissellement simulés sur chaque type de surface pour les 130 événements (classés du plus petit à gauche au plus grand à droite)

Évaluation du modèle La somme des erreurs (valeurs absolues) a été minimisée à 60 mm, le critère de Nash (voir annexe C.1) qui en résulte est de 0,96.

Les erreurs et les erreurs relatives du modèle sont données, pour chaque événement, sur la figure 17.6. Les fuseaux représentés correspondent aux incertitudes de *mesure* sur les erreurs du modèle (les calculs d'incertitudes ont été faits en supposant le modèle parfait, et sont décrits en annexe D page 325).

Les erreurs sont distribuées entre les valeurs positives et négatives, ce qui fait qu'en cumul annuel l'erreur se compense et est de -0,45 mm, soit 0,1 % de la hauteur totale précipitée.

Les erreurs augmentent avec la hauteur d'eau précipitée et elles diminuent en relatif. Les erreurs relatives varient, en valeur absolue, entre 0 et 257 % et sont très fortes (>50 %) pour les faibles hauteurs d'eau (<4 mm). Ces erreurs sont en grande partie dues aux incertitudes de mesure puisque 42 % des erreurs sont en dehors de l'intervalle de confiance. Donc même si le modèle était parfait, l'erreur du modèle resterait importante du fait des incertitudes de mesure.

Les événements les plus mal simulés sont ceux qui ne produisent qu'une faible part du volume annuel puisque 12 % des événements ont une erreur (en valeur absolue) supérieure à 50 % mais ne représente que 4,4 % de la hauteur totale précipitée. 60 % des événements ont une erreur inférieure à 30 % et représentent 80 % de la hauteur totale.

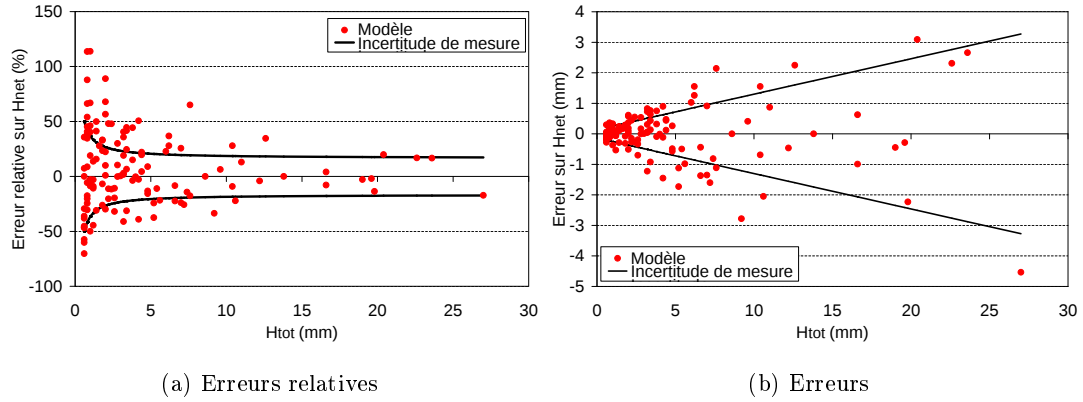


FIG. 17.6: Erreurs et erreurs relatives sur la hauteur ruisselée en fonction de la hauteur précipitée, et intervalle de confiance des erreurs (dédit des incertitudes de mesure)

17.4 Conclusion sur le modèle de ruissellement

Dans l'objectif d'évaluer les volumes ruisselés sur les bassins versants à l'échelle annuelle, ce modèle est satisfaisant car il donne de bons résultats pour les événements importants qui produisent la majorité du volume annuel. En effet, comme le montre le graphique 17.1, la moitié la plus faible de tous les événements ne représente que 10 % du volume d'eau précipitée.

Par contre déterminer les coefficients de ruissellement pour les événements échantillonnés pour l'analyse des contaminants est plus délicat car ces pluies sont en majorité des événements faibles. Pour les 9 événements échantillonnés pendant la période sur laquelle le modèle a été calé, les valeurs absolues des erreurs relatives vont de 1 % à 37 % (médiane à 20 %).

Ce modèle pourrait être amélioré en tenant compte de phénomènes physiques plus complexes, comme l'évapotranspiration, ou en tenant compte de la dynamique des écoulements. Des simulations en dynamique ont été réalisées sous Canoe par le stagiaire Étienne Le Maout, les résultats ne sont pas présentés ici mais ont fait l'objet d'une publication : [Bressy *et al.* \(2009\)](#).

Chapitre 18

Simulation des flux de contaminants

L'objectif est de simuler la production de contaminants des bassins versants munis de techniques alternatives comme s'ils étaient assainis de façon 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).

Ces bilans ont pu être faits pour les organiques sur les masses totales et dissoutes. Pour les métaux, le nombre d'échantillons en dissous était trop faible et seule la fraction totale a été étudiée.

18.1 Principe de la simulation

La masse M mesurée à l'exutoire du bassin versant Référence a été comparée à la masse $\overline{M}$ simulée (la nomenclature $\overline{M}$ pour simulé et M pour mesuré est suivie dans la suite du document). Afin de limiter les erreurs, les masses M et $\overline{M}$ ont été calculées en somme des événements échantillonnés i , dont le nombre est dépendant du site. M est évaluée à partir des mesures à l'exutoire selon l'équation (18.1), et $\overline{M}$ est simulée à partir des voies d'introduction (notées VI) et calculée à partir de l'équation (18.2).

$$M = \sum_i C_i \cdot V_i \quad (18.1)$$

$$\begin{aligned} \overline{M} &= \sum_{VI} \overline{M}_{VI} \\ &= \sum_{VI} \left(\sum_i C_{VI,i} \cdot \overline{V}_{VI,i} \right) \end{aligned} \quad (18.2)$$

Où, pour chaque site et chaque événement i , C_i est la concentration mesurée à l'exutoire du bassin versant et V_i est le volume mesuré à l'exutoire du bassin versant ; $\overline{M}_{VI}$ est la somme sur tous les événements i des masses de contaminant provenant de chaque voie d'introduction VI , $C_{VI,i}$ la concentration mesurée dans

la voie d'introduction VI, $\bar{V}_{VI,i}$ le volume d'eau provenant de la voie d'introduction VI et simulé à partir du modèle de ruissellement.

Les voies d'introduction VI n'étant pas les mêmes pour chaque famille de contaminants, le principe a été adapté pour les paramètres globaux, les PCB, les autres micropolluants organiques et les métaux traces.

Afin de ne pas surestimer les masses simulées aux exutoires des bassins versants et donc de ne pas surévaluer l'effet des techniques alternatives lors de la comparaison aux masses mesurées, la masse simulée a été 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 le paragraphe correspondant.

18.2 Simulation de la production de PCB

Les bilans de masse n'ont pas été faits sur la somme des PCB car tous les congénères n'ont pas été quantifiés sur tous les échantillons, du fait des différences de quantité d'échantillon extrait. Le PCB28 ayant été quantifié dans tous les échantillons et étant un des PCB indicateurs de la littérature, il a été choisi comme traceur pour l'étude du devenir des PCB dans les techniques alternatives.

Le chapitre 14 a montré que l'apport atmosphérique est la seule source de PCB à l'échelle de nos bassins versants. La seule voie d'introduction considérée a donc été les retombées atmosphériques. L'équation 18.2 devient donc :

$$\bar{M} = \sum_i C_{atm,i} \cdot \bar{V}_i$$

Où pour chaque événement i , $C_{atm,i}$ est la concentration mesurée dans les retombées atmosphériques, et $\bar{V}_i$ est le volume simulé par le modèle de ruissellement à l'exutoire du bassin versant considéré.

Les résultats de la simulation sur Référence pour les événements 16 à 24 (correspondant à $H_{tot}=81$ mm), sont représentés en figure 18.1. Les histogrammes représentent les mesures et les triangles les simulations. L'application du modèle de ruissellement sur ces 9 événements permet de reproduire correctement le volume d'eau mesuré avec une erreur de -1 %. La masse de PCB (fraction totale) a été simulée avec une erreur de 0 %. Pour la fraction dissoute, le modèle surestime la masse de 13 % mais reste dans l'incertitude de mesure.

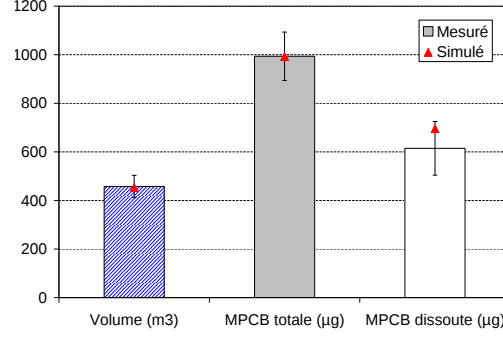


FIG. 18.1: Masses de PCB mesurées et simulées sur Référence (et volumes utilisés)

18.3 Simulation des paramètres globaux, des HAP et des NP

18.3.1 Description des calculs

Les paramètres globaux (MES et matière organique), les HAP et les AP sont introduits dans les eaux pluviales par des apports atmosphériques, des émissions des parcelles bâties et par le ruissellement sur les voiries. De ce fait, trois types de surface ont été distingués :

- les allées piétonnes qui n'introduisent pas de contaminants et sur lesquelles la concentration moyenne atmosphérique a été appliquée,
- les parcelles bâties (toits et jardins privatifs sur dalle) sur lesquelles la concentration moyenne mesurée à l'aval de la parcelle bâtie a été appliquée,
- les voiries sur lesquelles une concentration moyenne voirie a été appliquée.

L'équation 18.2 devient :

$$\begin{aligned} \overline{M} &= \overline{M}_{allee} + \overline{M}_{bati} + \overline{M}_{voir} \\ &= \sum_i H_{tot,i} [C_{atm,i} \cdot \overline{CR}_{v,i} + C_{bati,i} \cdot (\overline{CR}_{t,i} \cdot S_t + \overline{CR}_{j,i} \cdot S_j) + C_{voir,i} \cdot \overline{CR}_{v,i} \cdot S_v] \end{aligned} \quad (18.3)$$

Où, pour chaque site, $\overline{M}_{allee}$ est la masse de contaminants provenant des retombées atmosphériques sur les allées piétonnes, $\overline{M}_{bati}$ celle provenant des parcelles bâties (toits et jardins), $\overline{M}_{voir}$ celle provenant des voiries ; $H_{tot,i}$ la hauteur de pluie précipitée pour l'événement i ; $C_{atm,i}$, $C_{bati,i}$ et $C_{voir,i}$ sont les concentrations dans les retombées atmosphériques, le ruissellement de la parcelle et le ruissellement de la voirie ; $\overline{CR}_{v,i}$, $\overline{CR}_{t,i}$ et $\overline{CR}_{j,i}$ les coefficients de ruissellement simulés (par le modèle) pour les voiries, les toits et les jardins ; et S_{allee} , S_t , S_j et S_v les surfaces d'allée piétonne, de toit, de jardin et de voirie.

18.3.2 Application aux MES, au COT et au COD

Huit événements pluvieux (N° 7, 12-14, 16-18, 23 avec $H_{tot}=57$ mm) ont été échantillonnés en même temps dans les retombées atmosphériques, le ruissellement de la parcelle bâtie et le ruissellement de la chaussée pour les MES, et 6 pour le COT et le COD (N° 12,

14, 16-18, 23 avec $H_{tot}=32,6$ mm). Un bilan de masse a donc pu être effectué sur ces événements en utilisant les équations 18.1 et 18.3. Les résultats sont représentés en figure 18.2. Les bilans de masse sont représentés sous forme de triangles noirs vides et sont à comparer aux histogrammes qui illustrent les mesures. Les triangles rouges pleins correspondent aux hypothèses décrites par la suite.

Les volumes sont correctement simulés dans le cas des événements échantillonnés pour les MES avec une erreur de 6 %. Par contre le volume est surestimé de 19 % pour les événements échantillonnés pour la matière organique.

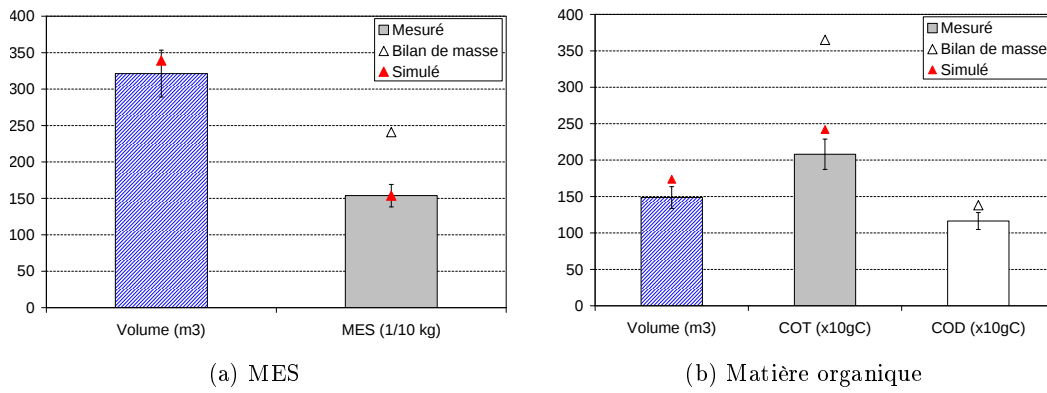


FIG. 18.2: Comparaison entre simulations et mesures pour les MES et la matière organique («Bilan de masse» est calculé à partir des retombées atmosphériques, de la voirie et du bâti ; «Simulé» est calculé en appliquant les retombées atmosphériques sur les parcelles bâties)

Les bilans de masse de MES et de COT ne permettent pas de reproduire la masse mesurée puisqu'ils surestiment de 85 % la production de MES à l'exutoire, et de 69 % la production de COT. Cette surestimation est la conséquence des problèmes évoqués au chapitre 13 sur la représentativité de l'échantillonnage de la parcelle bâtie. En effet, pour certains événements pluvieux, les concentrations en MES sont beaucoup plus élevées dans le ruissellement de la parcelle qu'à l'exutoire du bassin versant. Ce biais risque donc de surestimer la masse simulée pour tous les paramètres particuliers. Des hypothèses basses ont donc été émises pour ces paramètres.

Pour les MES et le COT, l'hypothèse basse correspond à appliquer les concentrations dans les retombées atmosphériques sur les parcelles bâties. Les masses ainsi simulées sont représentées sur la figure 18.2 sous forme de triangles rouges. Elles sont 1 % inférieures aux masses mesurées pour les MES et 13 % supérieures pour le COT ce qui correspond à l'erreur sur le volume. Donc si le volume est correctement simulé, cette hypothèse permet de ne pas surestimer les masses simulées.

Le bilan effectué sur la matière organique dissoute (avec l'équation 18.3) permet de simuler la masse de COD sur les 7 événements avec la même erreur de +17 % que l'erreur sur le volume simulé, ce qui valide l'emploi du modèle pour les paramètres majoritairement dissous comme les NP et les OP, en vérifiant que l'erreur sur le volume simulé n'est pas importante.

18.3.3 Application aux HAP particuliers

En plus du biais sur les concentrations du bâti, l'application du modèle pose un problème dans le cas des micropolluants organiques car l'échantillonnage de la voirie n'a pas fonctionné dans la plupart des cas, donc les $C_{voir,i}$ ne sont pas à notre disposition. Pour les HAP, des hypothèses dépendantes des sites ont été émises :

- Le bassin versant Nord présente une ventilation des surfaces très proche de celle de Référence, avec une circulation automobile légèrement supérieure du fait de la présence de commerces. L'hypothèse basse est donc d'appliquer la concentration mesurée à l'exutoire de Référence sur le bassin versant. Soit $\overline{M} = \sum_i C_{Ref,i} \cdot \overline{V}_i$.
- Sur Jardin, il n'y a aucune voirie. L'hypothèse basse est d'appliquer la concentration dans les retombées atmosphériques sur l'ensemble du bassin versant comme pour les MES.
- Sur Sud, l'hypothèse basse est d'appliquer la concentration dans les retombées atmosphériques sur les parcelles bâties, et d'en déduire des concentrations théoriques $\overline{C}_{voir,i}$ par soustraction des contributions atmosphériques et du bâti, à la masse mesurée à l'exutoire $M_{Ref,i}$ selon l'équation (18.4). Les surfaces de voirie circulée sont faibles sur ce bassin versant.

$$\overline{C}_{voir,i} = \frac{C_{Ref,i} \cdot \overline{V}_{Ref,i} - C_{atm,i} \cdot \overline{V}_{bati,i}}{\overline{V}_{voir,i}} \quad (18.4)$$

Où, pour chaque événement i , $C_{Ref,i}$ est la concentration mesurée à l'exutoire du bassin versant Référence, $C_{atm,i}$ la concentration mesurée dans les retombées atmosphériques, $\overline{V}_{Ref,i}$, $\overline{V}_{bati,i}$, $\overline{V}_{voir,i}$ le volume simulé par le modèle ruissellement à l'exutoire de Référence, sur les parcelles de Référence et sur les voiries de Référence.

Le calcul étant fait par soustraction des masses sur Référence, aucune validation n'est possible. Cependant nos hypothèses permettent de minimiser les masses simulées et ne surestimeront pas l'effet des techniques alternatives lorsque le modèle sera appliqué aux autres sites.

18.3.4 Application aux NP, OP et HAP dissous

Ces paramètres sont majoritairement dissous. Le bilan de masse sur le COD a permis de valider l'utilisation des bilans de masse à partir des retombées atmosphériques, du ruissellement de bâti et du ruissellement de voirie. Les concentrations mesurées dans le ruissellement de la parcelle bâtie ont donc été utilisées pour reconstituer les concentrations manquantes sur la voirie $\overline{C}_{voir,i}$ selon l'équation 18.5

$$\overline{C}_{voir,i} = \frac{C_{Ref,i} \cdot \overline{V}_{Ref,i} - C_{bati,i} \cdot \overline{V}_{bati,i}}{\overline{V}_{voir,i}} \quad (18.5)$$

Les masses simulées sont alors calculées selon l'équation 18.3. De même que pour les HAP, la validation du modèle n'est pas possible sur Référence puisque la voirie est déduite de l'exutoire.

18.4 Simulation des métaux traces

La production de métaux traces est fortement liée au matériau de couverture des toits. Le modèle utilisé a donc dépendu du métal considéré. Les simulations n'ont été faites que sur les concentrations totales (peu de données étant disponibles en dissous/particulaire).

18.4.1 Application au cuivre

Pour le cuivre, aucun matériau en cuivre n'a été observé sur les différentes toitures des bassins versants. Deux types de surfaces ont donc été distinguées : les voiries sur lesquelles les concentrations mesurées dans la voirie ont été appliquées, et les autres surfaces sur lesquelles les concentrations mesurées dans les retombées atmosphériques ont été appliquées. La masse simulée a été calculée selon l'équation 18.6 en simulant les volumes selon le modèle ruissellement.

$$\begin{aligned} \overline{M} &= \overline{M}_{allee} + \overline{M}_{bati} + \overline{M}_{voir} \\ &= \sum_i [C_{atm,i} \cdot H_{tot,i} \cdot (\overline{C}R_{v,i} \cdot S_{allee} + \overline{C}R_{j,i} \cdot S_j + \overline{C}R_{t,i} \cdot S_t) \\ &\quad + C_{voir,i} \cdot H_{tot,i} \cdot \overline{C}R_{v,i} \cdot S_v] \end{aligned} \quad (18.6)$$

Où les $\overline{C}R_i$ sont les coefficients de ruissellement simulés avec le modèle ruissellement pour les voiries, les jardins et les toits ; et S_{allee} , S_j et S_t les surfaces d'allées, de jardins et de toits.

Ce modèle a été appliqué sur Référence pour 5 événements pluvieux (N° 7-8, 12-14 avec $H_{tot}=45$ mm). Les résultats de la simulation sont donnés dans le tableau 18.1. L'erreur sur la masse totale simulée est de -6,4 % et est comparable à l'erreur faite sur le volume d'eau. La masse simulée est légèrement sous estimée ce qui permet de ne pas surestimer les masses

simulées.

TAB. 18.1: Bilan de masse pour le cuivre sur Référence

	Mesuré	Simulé	Erreur
Volume (m ³)	268 ± 27	252	-5,8 %
Masse (g)	4,5 ± 0,51	4,2	-6,4 %

18.4.2 Application au zinc

Certains des toits de la zone sont en zinc et d'autres présentent des éléments singuliers et des gouttières en zinc (les surfaces de chacun de ces éléments sont données dans le tableau 7.2 page 104). Les produits de corrosion de ces matériaux vont donc influencer fortement la contamination des eaux pluviales aux exutoires. Les modèles de corrosion des matériaux de toiture de Robert-Sainte (2009) (voir paragraphe 3.3.2.2, page 59) ont donc été utilisés.

Les types de surfaces suivants ont été distingués :

- les toitures et les éléments singuliers en zinc sur lesquels les modèles de corrosion ont été appliqués ;
- les voiries sur lesquelles les concentrations mesurées dans le ruissellement de voirie ont été utilisées ;
- les allées, jardins et toitures non en zinc, sur lesquelles les concentrations dans les retombées atmosphériques ont été utilisées.

La masse simulée à l'exutoire du bassin versant a donc été calculée suivant :

$$\begin{aligned}
 \overline{M} &= \overline{M}_{allee} + \overline{M}_{bati \neq Zn} + \overline{M}_{voir} + \overline{M}_{corrosion} \\
 &= \sum_i [C_{atm,i} \cdot H_{tot,i} \cdot (\overline{CR}_{v,i} \cdot S_{allee} + \overline{CR}_{j,i} \cdot S_j + \overline{CR}_{t,i} \cdot S_{t \neq Zn}) \\
 &\quad + C_{voir,i} \cdot H_{tot,i} \cdot \overline{CR}_{v,i} \cdot S_v \\
 &\quad + \overline{M}_{corrosion,i}]
 \end{aligned} \tag{18.7}$$

Où les $\overline{CR}_i$ sont les coefficients de ruissellement simulés avec le modèle ruissellement pour les voiries, les jardins et les toits ; et S_{allee} , S_j , $S_{t \neq Zn}$ et $S_{t=Zn}$ les surfaces d'allées, de jardins, de toits sans zinc et de toits en zinc ; et $\overline{M}_{corrosion,i}$ les masses issues de la corrosion.

Validation du modèle Zn à l'échelle de la toiture Nous avons cherché à valider les modèles de corrosion développés par Robert-Sainte (2009) pour des toits et sur de grandes périodes, à l'échelle d'une parcelle bâtie et de l'événement. Les modèles 2 et 3 décrits page

60 ont été appliqués à la toiture en zinc (échantillonnée dans la parcelle bâtie) pour les 15 successions de pluies de la période (toutes les pluies successives, même celles qui n'ont pas été échantillonnées puisque le stock de corrosion se forme à chaque période de temps sec). Les masses simulées ont été comparées aux masses mesurées à l'exutoire de la parcelle bâtie, le zinc émis par la corrosion étant majoritairement dissous, l'échantillonnage de la parcelle a été jugé représentatif.

Les paramètres calés à l'échelle des bancs d'essai par [Robert-Sainte \(2009\)](#) ont été utilisés sauf le paramètre $M_{init,0}$ qui correspond à la masse de produit de corrosion disponible en début de période, et qui a été recalé à partir des données expérimentales (par minimisation de la somme des carrés des erreurs entre le modèle et les mesures).

La comparaison entre les valeurs simulées et les valeurs mesurées est montrée en figure 18.3. Les deux modèles reproduisent globalement la même dynamique de ruissellement du zinc sur la période. Les masses de zinc simulées sont en accord avec les valeurs mesurées expérimentalement. La masse totale de zinc émise par la toiture pour les 5 événements échantillonnés est de 139 g, celle estimée par le modèle 2 est de 134 g (-3,4 %), et celle estimée par le modèle 3 est de 159 g (+14 %). Les modèles développés à l'échelle du banc d'essai paraissent donc applicables sur une toiture réelle, même si l'échelle de temps sur laquelle ils ont été calés pour la parcelle (H entre 1,4 et 20,4 mm et T entre 0,6 et 13,4 jours) est beaucoup plus petite que celle utilisée lors du développement sur bancs d'essai (H entre 34 et 80 mm et T entre 15 et 52 jours).

Dans la suite, le minimum simulé par les deux modèles a été utilisé comme masse simulée.

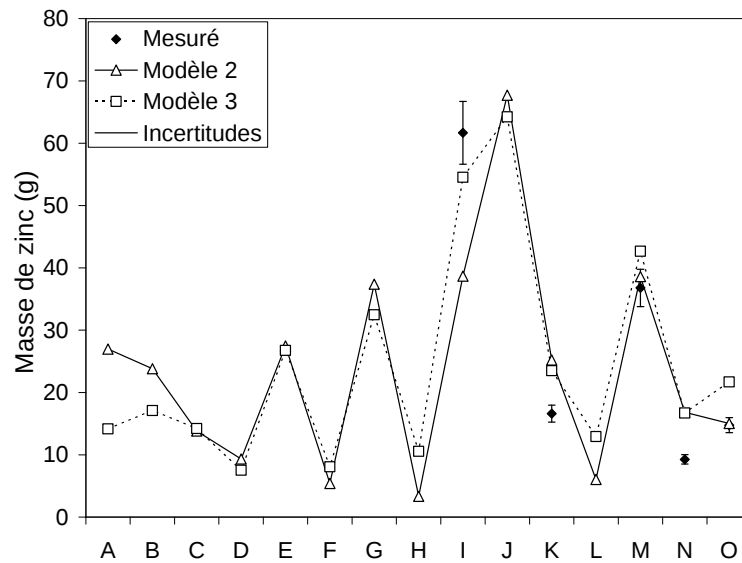


FIG. 18.3: Comparaison entre les masses de zinc mesurées et simulées à l'aval de la parcelle bâtie

Application à l'échelle du bassin versant L'équation 18.7 a été appliquée sur les 5 événements échantillonnés sur Référence (N° 7-8, 12-14 avec $H_{tot}=36$ mm). Du fait de la possible contamination locale en zinc dans les retombées atmosphériques mesurées, une concentration constante fixée à $60 \mu\text{g/l}$ a été utilisée. Elle correspond aux blancs atmosphériques évalués par Robert-Sainte (2009) à Créteil. Le graphique 18.4 permet de comparer, à l'échelle de l'événement, les masses mesurées et simulées avec les deux modèles. À l'échelle de l'événement, les modèles reproduisent les variations de niveau de masse mais les erreurs entre mesures et simulations sont parfois supérieures aux incertitudes. Le minimum entre les simulations des deux modèles a donc été choisi pour travailler en somme des événements.

Le tableau 18.2 résume les bilans pour les 5 événements pour l'hypothèse minimale (minimum des deux modèles). La simulation correspond à la mesure avec une erreur de 3 %, inférieure aux incertitudes de mesure. Cependant le volume étant sous estimé de 5 %, il est possible que la concentration simulée soit un peu surestimée.

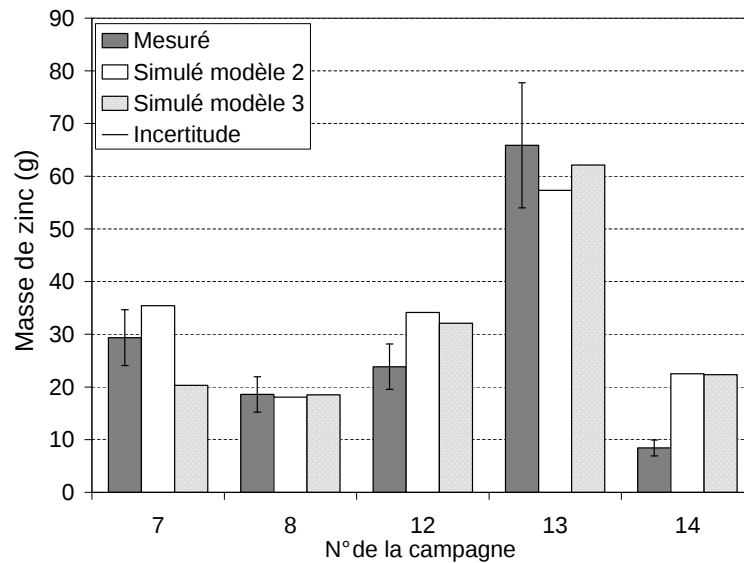


FIG. 18.4: Comparaison entre les masses de zinc mesurées et simulées à l'aval de Référence

TAB. 18.2: Bilan de masse pour le zinc sur Référence

	Mesuré	Simulé	Erreur
Volume (m^3)	268	252	-5,8 %
Masse (g)	146	150	3 %

18.4.3 Application au plomb

D'après [Robert-Sainte \(2009\)](#), certains éléments d'étanchéité sont émetteurs de plomb. Le modèle d'émission 1 (décrit page [60](#)) a été appliqué sur les surfaces d'éléments singuliers supposés être en plomb sur les bâtiments du site (essentiellement des bavettes d'étanchéité de fenêtres de toits et des chiens assis). Pour les autres surfaces de toit, les allées piétonnes et les jardins, les concentrations dans les retombées atmosphériques ont été appliquées. Sur les voiries circulées, les concentrations dans le ruissellement de chaussées ont été utilisées. L'équation [18.7](#) a donc permis de faire les bilans de masse de plomb sur les 5 événements échantillonnés sur Référence (N° 7-8, 12-14 avec $H_{tot}=36$ mm).

Une hypothèse basse a été proposée en ne considérant pas les produits de corrosion, c'est-à-dire en appliquant l'équation [18.6](#) utilisée pour le cuivre.

Les résultats de ces simulations sont donnés pour chaque événement sur la figure [18.5](#), les masses mesurées sont également représentées pour comparaison. Le calcul en tenant compte de la corrosion des éléments singuliers surestime d'un facteur 4 la production de plomb pour la somme des 5 événements. Le modèle qui ne considère pas la corrosion sous estime d'un facteur 2 la production de plomb. Une production locale de plomb dans les bâtiments est donc bien mise en évidence, mais le modèle de corrosion appliqué n'est pas capable de simuler correctement les masses émises. Il est possible que les surfaces émettrices de plomb que nous avons évaluées soient surestimées, introduisant un biais dans le modèle. Il est en effet difficile d'estimer avec précision quels matériaux sont utilisés pour rendre étanches les toitures, et quelle surface ils représentent.

En conclusion, le modèle sur le plomb n'ayant pas été calé sur Référence, il n'a pas été appliqué par la suite sur les autres bassins versants, et l'effet des techniques alternatives sur ce métal n'a pas pu être évalué.

18.5 Contribution des voies d'introduction à la production de contaminants

Les bilans de masse effectués précédemment ont permis d'estimer la contribution de chaque voie d'introduction à la contamination mesurée à l'exutoire du bassin versant Référence. Les résultats sont exprimés en pourcentage de la somme des masses pour les événements échantillonnés. Les résultats sont présentés sous forme de diagrammes sur la figure [18.6](#).

Pour les PCB la seule voie d'introduction qui a été mise en évidence est l'atmosphère. Cette observation, déjà discutée dans le chapitre [14](#), est en accord avec l'interdiction d'uti-

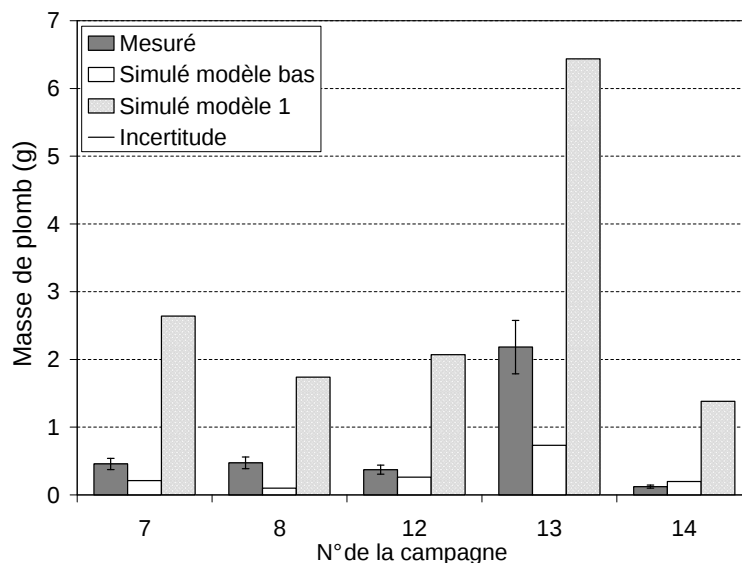


FIG. 18.5: Comparaison entre les masses de plomb mesurées et simulées à l'aval de Référence

lisation de ces molécules et avec le type d'urbanisation récent et résidentiel.

Pour les HAP et les AP, l'atmosphère apparaît comme une source mineure, inférieure à 25 % à l'échelle du bassin versant Référence.

Pour Référence, la source majoritaire des HAP est le trafic routier (40 %), alors que pour les AP c'est le ruissellement de la parcelle bâtie. Il est cependant à noter que la contribution de la voirie est peut-être sous-estimée par notre calcul étant donné qu'elle est évaluée par soustraction. De plus il est possible qu'une partie des molécules émises par la voirie se déposent sur la parcelle bâtie et soit donc comptabilisée comme venant du bâtiment.

En ce qui concerne le zinc, les retombées atmosphériques et le trafic routier apparaissent comme des sources mineures pour ce bassin versant puisque plus de 80 % du zinc émis a été attribué au ruissellement des toitures. En effet 17 % (en surface) des toits sont en zinc.

Pour le plomb, la contribution de l'atmosphère (19 %) et du ruissellement sur la voirie (23 %) sont plus significatives que pour le zinc. Cependant la majeure partie (58 %) de la masse de plomb émise provient d'une autre source. Il a été supposé qu'il y avait corrosion de matériaux d'étanchéité.

Pour le cuivre, les bâtiments ne contenant pas de matériaux émettant particulièrement de ce métal, les seules voies d'introduction sont les retombées atmosphériques (38 % sur Référence) et majoritairement le trafic routier (62 %).

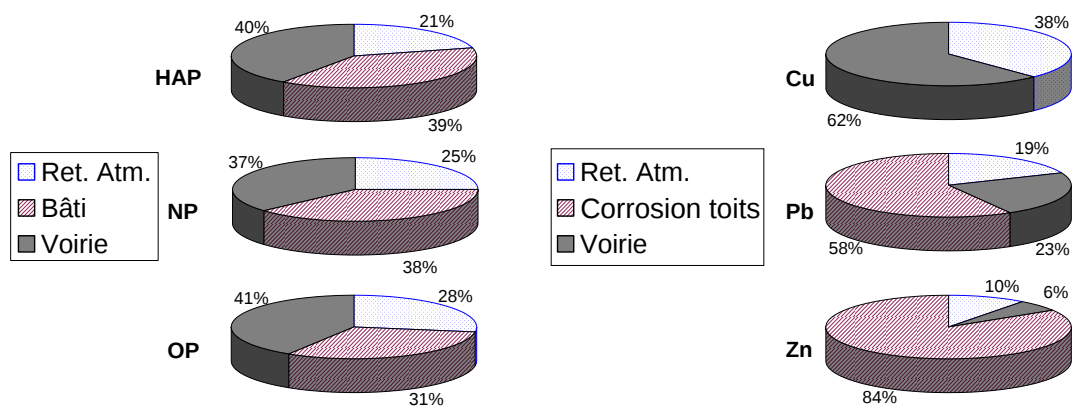


FIG. 18.6: Contribution des différentes voies d'introduction à la contamination de l'exutoire de
Référence

Sixième partie

Impacts de la gestion à l'amont des eaux pluviales

Introduction

Cette partie présente les résultats de la comparaison entre les différents types de gestion des eaux pluviales. Elle s'appuie sur la comparaison entre les mesures hydrauliques et de qualité effectuées à l'aval des bassins versants régulés (Nord, Jardin et Sud), et les simulations des réponses de ces bassins versants, comme s'ils étaient assainis classiquement.

Un premier chapitre (chapitre 19) s'intéresse aux impacts hydrauliques de la régulation.

Le fonctionnement des différents bassins versants est tout d'abord décrit sur quelques exemples, ce qui permet d'introduire une discussion sur les différentes stratégies de gestion des eaux pluviales.

Puis une comparaison statistique sur les caractéristiques des différents événements pluvieux isolés sur chaque site est faite dans le but de mettre en évidence des différences en termes de distribution des rejets dans le temps.

Enfin, le modèle de simulation des volumes ruisselés décrit dans la partie V a été appliqué sur l'ensemble des événements (du 01/01/08 au 31/08/09) afin de quantifier les différences en termes de volumes d'eau rejetés.

Un deuxième chapitre (chapitre 20) vise à évaluer l'impact de la régulation sur les rejets de contaminants.

Les concentrations mesurées à l'aval des bassins versants régulés ont d'abord été comparées à celles mesurées à l'aval du bassin versant Référence : du point de vue de la quantité, des répartitions dissous/particulaire, et des différents traceurs et profils de certaines familles.

Ensuite, les modèles de production de contaminants définis dans la partie V ont été appliqués aux bassins versants régulés afin de comparer les masses et concentrations mesurées à l'aval des techniques alternatives, aux masses et concentrations simulées comme si l'assainissement était classique.

Dans le dernier chapitre (chapitre 21) le devenir des contaminants dans les techniques alternatives a été discuté par l'étude des stocks observés dans les différents ouvrages.

Chapitre 19

Impacts hydrauliques de la gestion amont

Ce chapitre vise à comprendre le fonctionnement hydraulique des techniques alternatives en mettant en avant l'intérêt de la gestion amont, et les impacts de la régulation des débits en termes de volume rejeté et de distribution des rejets dans le temps.

Les données utilisées pour l'interprétation (sauf mention explicite) concernent les données acquises entre juillet 2008 et août 2009.

19.1 Fonctionnement des bassins versants

19.1.1 De l'intérêt de réguler les débits

En France, les techniques alternatives ont d'abord été mise en place dans un objectif de gestion hydraulique afin de lutter contre la surcharge des réseaux d'assainissement. Pour cela les collectivités locales imposent de plus en plus une limitation du débit de rejet des eaux pluviales lors de la construction ou du réaménagement de zones urbaines : par exemple 10 l/s/ha en Seine Saint-Denis. Dans les Hauts-de-Seine et le Val-de-Marne, la limitation est plus stricte à 2 l/s/ha. Dans la Bièvre, la limite va même jusqu'à 0 l/s/ha, c'est-à-dire que toute l'eau doit être infiltrée ou réutilisée.

L'objectif de ce paragraphe est d'évaluer sur le site Référence quelle part du rejet annuel et quels types de pluie seraient concernés par ces limitations.

La figure 19.1a représente les débits maximaux (sous forme de boîtes à moustache dont l'explication est en annexe C.2 page 323) mesurés pour chaque événement pluvieux (en l/s/ha) à l'aval du bassin versant Référence. Ces débits maximaux sont compris entre 0,2 et 209 l/s/ha et balayent un large spectre de valeurs. En trois occasions entre juillet 2008 et août 2009, les débits ont été si forts que la mise en charge de la canalisation a été

observée (le 07/07/08, le 13/05/09 et le 26/06/09). Cependant la majorité des événements enregistrés sur la période restent dans la gamme faible des débits puisque le 9^e décile est à 33 l/s/ha. Seulement un tiers (31 %) des événements dépassent les 10 l/s/ha imposés par la DEA93, ce qui représente un dépassement pendant 1,4 % du temps de pluie (période pour laquelle $Q \neq 0$) pour un volume égal à 1040 m³ soit 30 % du volume total rejeté.

La régulation à 10 l/s/ha concernerait donc une part faible en durée de l'hydrogramme de débit mais une part plus importante en volume. Cependant la majeure partie du volume annuel (69 %), et donc de la contamination, est rejetée avec un débit inférieur à la limite de 10 l/s/ha. Un système qui ne régulerait que les débits supérieurs à la limite permettrait d'éviter la mise en charge des canalisations et de limiter les risques d'inondation. Les objectifs de gestion hydraulique seraient atteints. Mais dans un contexte de contrôle des rejets de polluants, il n'est pas suffisant d'écarter les événements produisant un fort débit. Pour traiter la majorité du volume qui contient la majorité du flux de contaminants, il paraît nécessaire que la régulation concerne l'ensemble des pluies, même les plus faibles et les plus fréquentes. La régulation doit donc se faire en continu depuis les faibles débits jusqu'à la limite imposée par la réglementation.

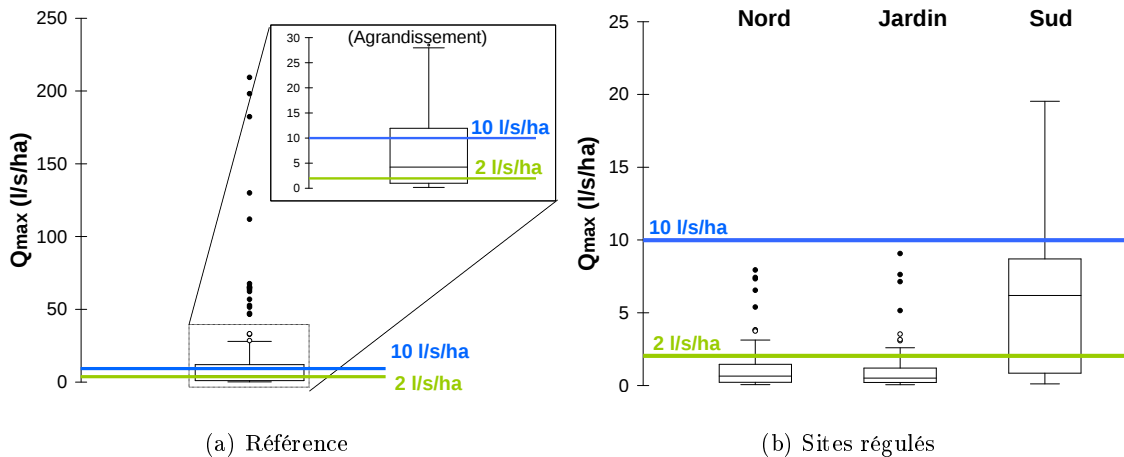


FIG. 19.1: Boîtes à moustaches des Q_{max} mesurés entre juillet 2008 et août 2009

L'application de la régulation sur les trois autres sites de l'étude est illustrée par la figure 19.1b. Les plages de débit balayées sont beaucoup moins larges en aval des systèmes de régulation, et les maxima de débit sont plus faibles que sur Référence. Par exemple, le débit à l'aval de Nord et du Jardin n'atteint jamais la limite des 10 l/s/ha (max respectifs à 7,9 l/s/ha et 9,1 l/s/ha). Sur Sud, le dépassement des 10 l/s/ha a eu lieu pour 24 événements (19 % des événements séparés), pendant 1,4 % de la période de mesure de débit, et pour un volume rejeté correspondant à 5 % du volume total.

De plus, l'ensemble des débits, même ceux inférieurs à 10 l/s/ha sont régulés. En effet, les débits maximaux mesurés à l'aval des sites régulés sont globalement tous plus faibles qu'à l'aval de Référence. Cette remarque est illustrée par les données du tableau 19.1 qui comparent le pourcentage annuel des événements dont le débit maximal dépasse 10 l/s/ha et 2 l/s/ha sur tous les sites. Le pourcentage des événements qui dépassent 2 l/s/ha passe de 66 % sur Référence à 19 % sur Nord et 13 % sur Jardin. Par contre sur Sud, le pourcentage est équivalent à celui de Référence, mettant en évidence que le niveau d'écêtement des faibles débits est variable d'un site à l'autre ; ce qui est sans doute lié aux types de technique alternative et aux modes de régulation. Les pourcentages en volume montrent les mêmes résultats. L'effet sur les contaminants, lié au ralentissement de l'eau, sera donc sans doute variable suivant les sites et les modes de régulation.

L'hypothèse d'une régulation plus stricte à 2 l/s/ha a été simulée pour estimer l'augmentation du volume de stockage qu'il aurait fallu prévoir. Les calculs ont été faits à partir de la méthode dite des «volumes» de l'Instruction technique relative aux réseaux d'assainissement des agglomérations (1977). Sur Référence, une régulation à 2 l/s/ha permettrait de traiter 36 % du volume en plus par rapport à une régulation à 10 l/s/ha, mais avec un volume de stockage à prévoir (pour la pluie décennale) supérieur de 51 %. Une régulation très stricte risque donc d'impliquer des difficultés techniques supérieures au gain de traitement souhaité.

TAB. 19.1: Proportion des événements (en nombre, durée et volume) concernés par la régulation à 2 ou 10 l/s/ha

	Qf (l/s/ha)	Proportion des $Q > Q_f$			
		Référence	Nord	Jardin	Sud
% du nombre d'événement	10	31 %	0 %	0 %	11 %
	2	66 %	19 %	13 %	63 %
% de la durée	10	1 %	0 %	0 %	1 %
	2	13 %	4 %	2 %	14 %
% du volume	10	30 %	0 %	0 %	5 %
	2	66 %	27 %	25 %	61 %

Ces premiers résultats ont donc montré sur l'exemple du site Référence que la régulation à 10 l/s/ha permettrait d'améliorer la gestion hydraulique des réseaux d'assainissement en :

- évitant les mise en charge des canalisations, et donc les risques d'inondation à l'aval,
- évitant de dimensionner les réseaux pour des événements extrêmes alors qu'ils ne sont utilisés la plupart du temps que pour des événements fréquents.

Cet exemple a également montré que dans un objectif de traitement de la pollution, une régulation en «tout ou rien», c'est-à-dire en ne traitant que les débits supérieurs à

la limite et sans influencer ceux au dessous, serait peu efficace. En effet, seule une faible part du volume annuel transporté dans les réseaux est rejetée avec un débit supérieur à 10 l/s/ha. Il est donc nécessaire de traiter tous les débits, même les faibles correspondant à des événements fréquents. Le choix du système de régulation est alors très important puisque l'exemple des trois sites régulés (voir figure 19.1b) a montré l'influence du système choisi sur la réponse hydraulique.

Enfin la valeur du débit de fuite doit être le compromis entre les rejets acceptables vers l'aval et la taille du stockage à prévoir en amont.

19.1.2 Réponse des bassins versants

Pour comprendre le fonctionnement de chacun des bassins versants, nous avons choisi de nous appuyer sur l'exemple du 7 avril 2009, qui correspond à la campagne d'échantillonnage 24 (voir tableau 10.7 page 143) et qui est une pluie importante ($H_{tot}=12,6$ mm) mais pas exceptionnelle (Sur 30 min : $I_{max}=7$ mm/h et $T_{ret}=1$ mois). Puis nous traiterons les événements importants (de périodes de retour supérieures à 1 an) qui sont ceux d'intérêt dans un objectif de lutte contre les inondations.

19.1.2.1 Fonctionnement général : exemple du 7 avril 2009

La figure 19.2 superpose, pour l'événement du 7 avril 2009, le hyétogramme de pluie et les hydrogrammes mesurés aux exutoires de chaque bassin versant (les hydrogrammes sont représentés en l/s/ha pour faciliter la comparaison entre sites). La comparaison entre Référence et les sites régulés montre que la réponse des bassins versants avec techniques alternatives lisse nettement les variations de la pluie en écrêtant les pointes de débits, et en étalant les rejets d'eau dans le temps.

Le bassin versant *Référence* non régulé présente un hydrogramme répondant parfaitement au hyétogramme de pluie, chaque variation d'intensité se répercutant sur le signal de débit. Le temps de réaction (période entre le début de la pluie et le début du signal de débit) est court, 8 minutes, ce qui est dû à l'imperméabilisation de la zone. Le temps de réponse entre le pic de pluie et le pic de débit est également court : 3,6 minutes. Par contre le temps de vidange est de 5,7 heures, ce qui paraît très long pour un tel bassin versant. En fait un faible débit d'eau continue à couler après le fin de la pluie dû au drainage des jardins sur dalle.

Les bassins versants *Nord et Jardin* ont une réponse similaire, très différente de celle de Référence : le débit augmente lentement pendant la pluie, puis diminue encore plus lentement lorsque le stockage se vide. Ce type de réponse est caractéristique d'un stockage avec régulateur de débit à l'aval, et permet d'étaler et de décaler les rejets d'eau dans

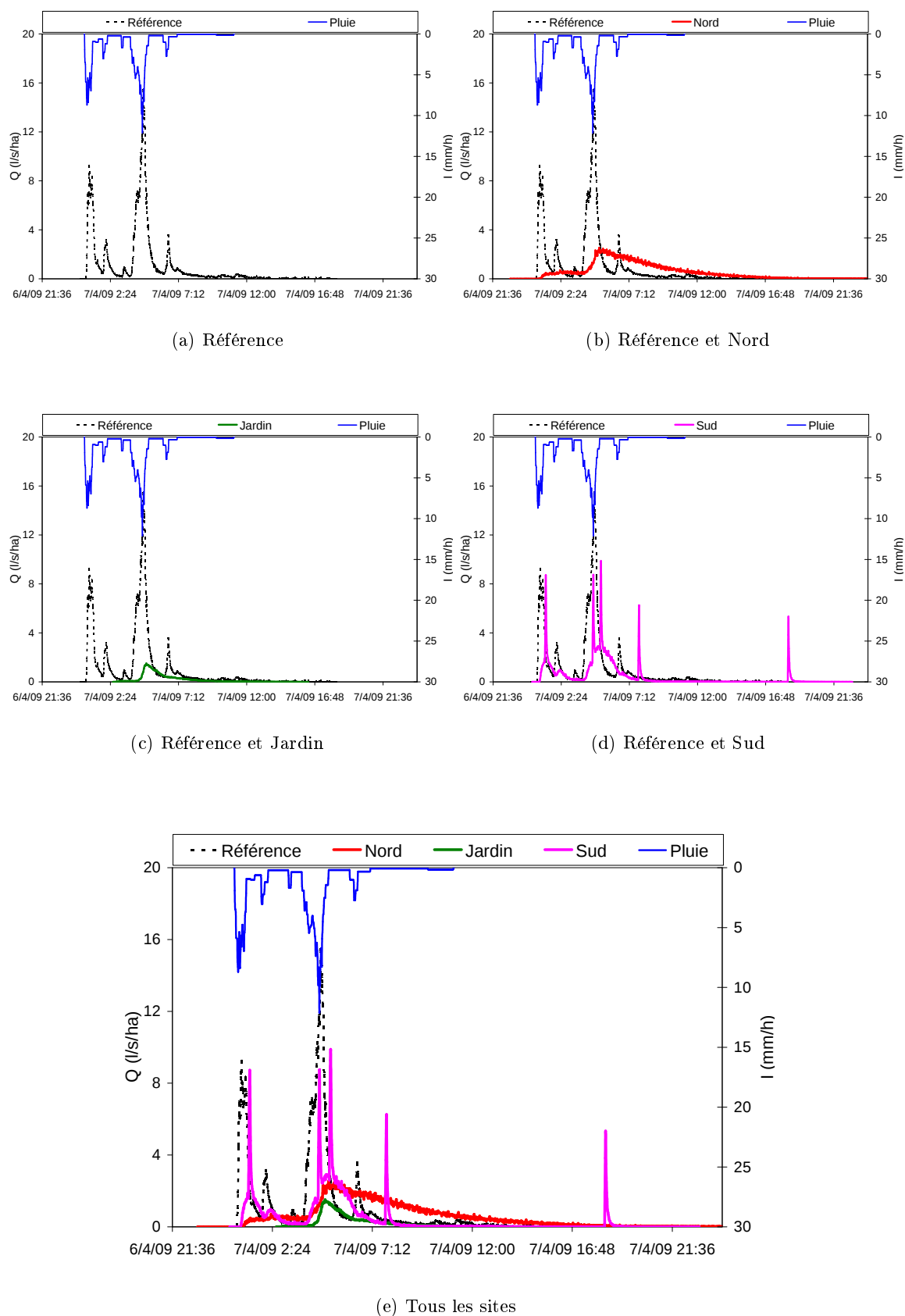


FIG. 19.2: Hydrogrammes pour le 7 avril 2008

le temps. Par exemple, le temps de réaction est plus long sur ces sites (23 minutes sur Nord et 2 heures sur Jardin) que sur Référence (8 minutes), le cheminement de l'eau étant ralenti par la mise en place des techniques alternatives, et les pertes par mouillage plus importantes. Sur le Jardin, le délai avant que le bassin versant ne ruisselle est très élevé du fait d'importantes pertes initiales dans les espaces verts. Les durées de vidange des bassins versants sont également augmentées du fait de la régulation : 8 h de plus pour Nord et 4 h de plus pour le Jardin par rapport à Référence.

La réponse hydraulique de *Sud* diffère de celle de Nord et du Jardin et illustre le fait que la régulation de ce bassin versant est différente, combinant une cuve enterrée vidangée par pompage, des noues régulées par ajustage, et un stockage enterré mis en charge par un régulateur. L'allure générale du signal de débit ressemble à celle des deux autres sites régulés, mais de fins pics de débit se superposent à la ligne de base, correspondant à la vidange de la cuve enterrée d'immeuble. Ces pics correspondent à un volume d'environ 2 m³ chacun, et leur fréquence dépend de la quantité de pluie puisque la pompe se déclenche lorsque le remplissage dépasse un niveau seuil. Les variations de la pluie sont moins atténuées que pour les autres sites sur lesquels la mesure est faite juste à l'aval du régulateur ; alors que sur Sud trois types de régulation modulent le signal de débit. Les rejets d'eau sont un peu moins étalés dans le temps que sur les deux autres sites régulés, avec des temps de réaction (19 minutes) et de vidange (2 h) plus courts. Le temps de vidange est d'ailleurs plus court que sur la référence (5,7 h) car sur Sud les drains du jardin sur dalle sont stockés dans la cuve enterrée du bâtiment qui continue à se remplir même après la fin de la pluie, et se vidange parfois très longtemps après, 9 h après dans le cas du 7 avril.

Sur les trois sites régulés, les maxima de débits sont retardés par rapport à Référence (de 23 minutes pour Nord, 13 minutes pour Jardin et 29 minutes pour Sud) et plus faibles (en l/s/ha) d'un facteur 6 pour Nord, d'un facteur 10 pour Jardin et d'un facteur 1,6 pour Sud. L'écèlement des pointes de débit paraît plus faible sur Sud. Mais ce facteur 1,6 a été calculé lors des rejets de la cuve enterrée dont le pic ne dure que quelques minutes.

Pour cette pluie, ces maxima n'ont pas atteint les débits nominaux des régulateurs, définis lors de l'aménagement des zones pour limiter les rejets au réseau à 10 l/s/ha (valeur imposée par la DEA93). Le débit de Nord n'atteint que 3,6 l/s au lieu de 16 l/s, le débit sur Jardin n'atteint que 3 l/s au lieu de 23 l/s. Sur Sud, le débit atteint 9,1 l/s, soit quasiment le débit attendu de 10 l/s. Il est à noter que les débits mesurés à l'aval des régulateurs ne sont pas constants, contrairement à ce qui est usuellement considéré lors de la conception et du dimensionnement des techniques alternatives. Leurs valeurs varient en fonction du débit généré par le bassin versant et donc de la hauteur d'eau dans les stockages. Ces observations impliquent sans doute une sous-estimation des volumes de stockage pour des pluies de faible période de retour (< 1 an) par les méthodes standard de dimensionnement

qui considèrent un débit de fuite constant, affectant la simulation des seuils d'inondabilité pour les pluies courantes.

19.1.2.2 Comportement des bassins versants pour des pluies intenses

Sur l'ensemble de la période, 7 événements pluvieux ont des périodes de retour supérieures à 1 an (sur au moins une des durées considérées). Ces événements sont intéressants à étudier car ce sont ceux qui sont les plus nécessaires à gérer en termes de protection contre les inondations. Le tableau 19.2 résume leurs caractéristiques et certaines valeurs décrivant les réponses des bassins versants.

Pour ces pluies, les différences entre la Référence et les sites régulés sont plus importantes que pour l'exemple précédent.

Les débits maximaux atteints (en l/s/ha) sont plus fortement écartés par rapport à Référence : d'un facteur 7 à 31 sur Nord, 11 à 29 sur Jardin et 6 à 15 sur Sud. Sur Nord et Jardin, les débits nominaux des régulateurs ne sont pas atteints ce qui est normal puisque les périodes de retour des événements considérés sont inférieures à la pluie décennale pour le stockage de laquelle ils ont été dimensionnés. Par contre sur Sud, la limite de 10 l/s/ha a été dépassée pour tous les événements. À partir des courbes de régulations sur Jardin (voir l'annexe B), une hauteur d'eau maximale de stockage a été évaluée : elle varie entre 9 et 16 cm. De même dans la canalisation de stockage de Nord, la hauteur d'eau a été évaluée entre 100 et 150 cm.

Les temps de vidange sont également plus élevés que sur l'exemple précédent. Entre 4 et 14 h sur Nord, entre 6 et 20 h sur Jardin et entre 1 et 5 h sur Sud.

TAB. 19.2: Description des événements de période de retour supérieure à 1 an et réponses des bassins versants

Date	H_{tot} (mm)	Tret (mois)		Tvid (h)				Qmax (l/s/ha)			
		30min	240min	Réf.	Nord	Jardin	Sud	Réf.	Nord	Jardin	Sud
16/05/08	27,2	45	29	1,7	3,7	13	1,6	200	6,5	7,4	29
18/05/08	26	68	25	7,1	9,0	19	5,6	210	7,2	7,2	16
27/05/08	20,2	12	2,7	8,5	14	20	2,8	129	5,5	5,4	13
07/08/08	44	19	29	5,9	8,1	11		180	7,4	9,1	
13/05/09	20,4	53	12	6,1		17,4	4,4	210		7,6	20
26/06/09	13,8	15	3,6	5,9	10,1	9,0	4,7	200	7,9	7,1	13
24/08/09	19,8	12	12	1,7	5,9	5,9	0,6	110	7,3	5,1	19

Réf. pour Référence

19.2 Impacts de la régulation sur les rejets d'eau

Le paragraphe précédent a permis, sur quelques cas particuliers, de comprendre le fonctionnement hydraulique de chaque site en reliant la forme des hydrogrammes au type de gestion des eaux pluviales mise en place, et aux ouvrages et techniques utilisées. Dans ce paragraphe, nous cherchons maintenant à mettre en évidence et quantifier les impacts des techniques alternatives sur les rejets d'eau, à l'échelle annuelle. Pour cela nous avons considéré les caractéristiques des événements pluvieux isolés selon la méthode du paragraphe 10.1.3.2 et qui sont décrits au paragraphe 10.1.4. Pour chacun des sites régulés, nous avons comparé les caractéristiques de sa réponse hydraulique avec celles de Référence, en ne considérant que les périodes en commun sur les deux sites.

19.2.1 Impacts sur la distribution des rejets dans le temps

Les caractéristiques des événements sont représentées sous forme de boîtes à moustaches en figure 19.3 ; et leurs médianes et 1^{er} et 9^e déciles sont donnés dans le tableau 19.3.

Une première remarque peut être faite sur le nombre d'événements isolés sur chaque site. Les sites régulés présentent moins d'événements que Référence : 31 % de moins sur Nord, 48 % sur Jardin et 9 % sur Sud. La différence est faible sur Sud, mais importante sur Jardin et Nord, elle peut venir :

- soit d'événements non séparés du fait de la régulation (l'écoulement du 1^{er} événement n'est pas terminé lorsque la 2^e pluie survient),
- soit de petits événements qui ne ruisselleraient pas suite à des pertes initiales plus grandes que sur la référence.

Pour le site Nord, les hauteurs d'eau non ruisselées sont similaires à celles de Référence, prouvant que seule l'hypothèse 1 est en cause. L'utilisation des techniques alternatives n'entraîne donc pas de non ruissellement sur ce site, mais entraîne parfois le mélange de deux événements successifs. Pour le site Jardin, les hauteurs d'eau non ruisselées sont plus de 3 fois supérieures à celles de Référence, mettant en évidence des pertes importantes imputables à la nature de la zone de stockage (jardin). Il est donc possible que certaines pluies ne ruissellent pas, d'où le nombre plus faible d'événements détectés. Pour autant la première hypothèse d'événements non séparés ne doit pas être exclue.

Sur les sites Nord et Jardin, l'*étalement des rejets* est bien mis en évidence par l'augmentation des durées d'écoulement des bassins versants et l'écèlement des pics de débit.

Nord peut être comparé directement à Référence puisque leur occupation du sol est proche : un débit est mesuré à l'exutoire de la référence pendant 733 h, contre 1352 h sur Nord. La durée d'écoulement est donc multipliée par 1,85. Sur les autres sites la compa-

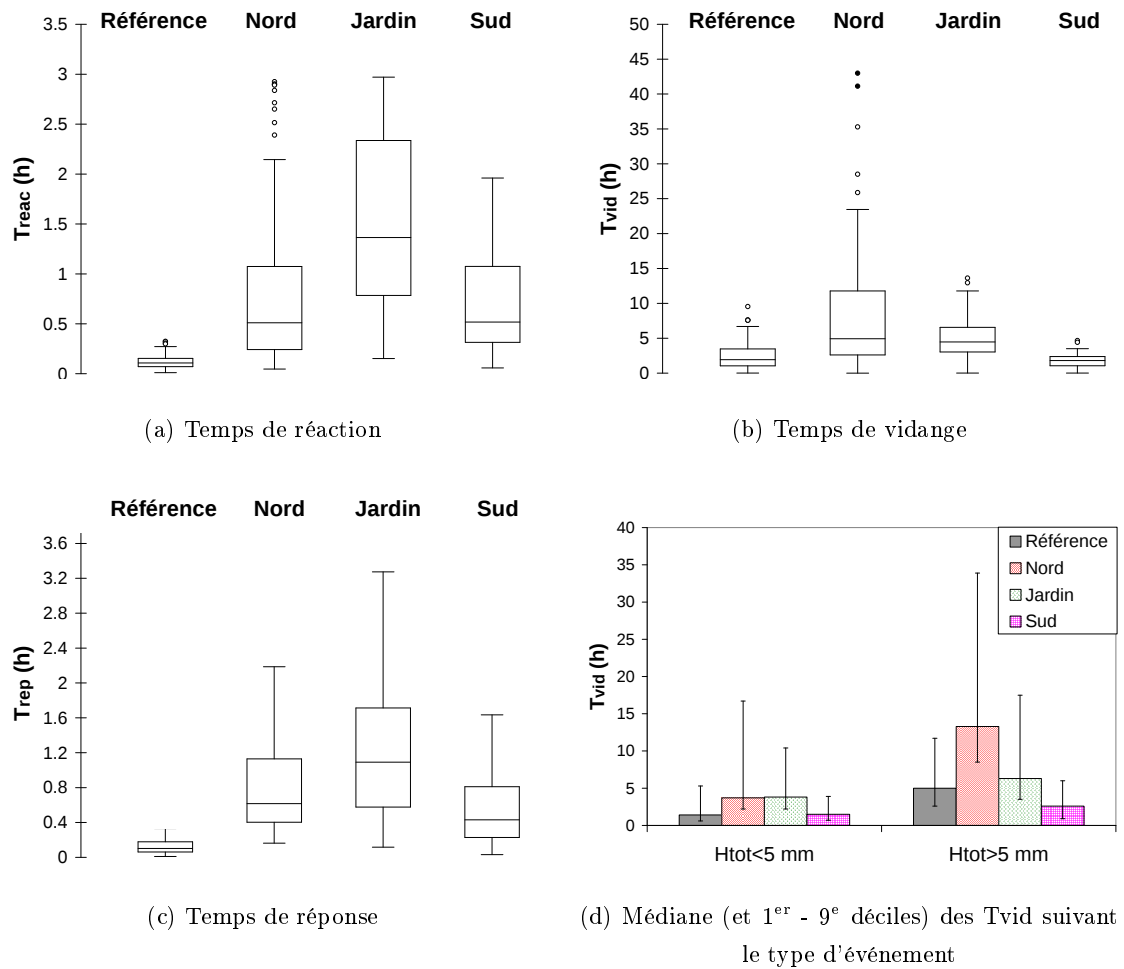


FIG. 19.3: Boîtes à moustaches des temps caractéristiques pour chaque site

raison est plus délicate du fait des différences d'occupation du sol. Un débit sur Jardin est mesuré pendant 1243 h (contre 729 h sur Référence). Sur Sud, un débit est mesuré pendant seulement 408 h contre 723 h sur Référence. Ces différences sont en partie liées au temps de vidange des bassins versants :

La vidange de Référence est très longue pour un site non régulé, 2 h en médiane, conséquence des jardins drainés. Sur Nord, la vidange est allongée de 3,2 h en médiane (c'est la différence des médianes des temps de vidange car les événements n'étant pas appariés, il est difficile de calculer la médiane des différences même si c'eût été préférable), et sur Jardin elle est allongée de 2,6 h. Par contre sur Sud la vidange est plus courte de 20 min. Deux raisons expliquent la réactivité de ce bassin versant : d'une part le seul jardin sur dalle récupéré par ce bassin versant est collecté par la cuve enterrée et n'est pas immédiatement rejeté au réseau ; d'autre part les techniques de régulation utilisées sur Sud semblent favoriser un rejet rapide de l'eau vers l'aval (ce point est discuté par la suite dans

le paragraphe 19.3). Le type de techniques alternatives, et surtout leur mode de régulation a donc des conséquences différentes sur l'étalement des rejets pour les pluies courantes.

Les temps de vidange augmentent avec l'importance des événements pluvieux. La figure 19.3d présente les médianes des temps de vidange en distinguant les événements inférieurs à 5 mm (à gauche) et supérieur à 5 mm (à droite). Pour les événements importants le temps de vidange est allongé, par rapport à la médiane annuelle, de 3,6 h sur Référence, de 9,6 h sur Nord, de 2,5 h sur Jardin et de 1,1 h sur Sud.

L'étalement des rejets est également mesuré par l'écêtement des pics de débit. Sur Référence les Qmax varient de 0,6 l/s/ha (1^{er} décile) à 33 l/s/ha (9^e décile), alors que sur les sites régulés les gammes de variation sont plus faibles (voir figure 19.1 page 238). La valeur médiane des Qmax est 6 fois plus faible sur Nord que sur Référence, 10 fois plus faible sur Jardin, et 1,4 fois plus forte sur Sud. Les débits maximaux sont donc fortement écartés sur Nord et Jardin et pas sur Sud pour des événements fréquents. Par contre pour les événements exceptionnels, nous avons montré au paragraphe 19.1.2.2 que le facteur d'écêtement augmente fortement puisqu'il atteint 31 sur Nord, 29 sur Jardin et 15 sur Sud.

En plus d'être étalés dans le temps, les rejets d'eau à l'aval des sites régulés sont *décalés* par rapport aux rejets de l'assainissement classique.

Tout d'abord le début du ruissellement est décalé entre les sites. Le bassin versant de Référence ruisselle au bout de 6 min en médiane (1^{er} - 9^e décile : 3 - 14 min), Nord ruisselle au bout de 31 min (1^{er} - 9^e décile : 11 - 130 min), Jardin de 82 min (1^{er} - 9^e décile : 32 - 170 min) et Sud de 31 min (1^{er} - 9^e décile : 11 - 90 min). Ces différences peuvent venir d'un volume mort dans les techniques alternatives qu'il est nécessaire de remplir avant le ruissellement. Sur Jardin, la canalisation de vidange des bassins de rétention est surélevée par rapport au fond du bassin d'une dizaine de centimètres ; ce volume mort s'infiltre, s'évapore ou s'évapotranspire (gazon) par temps sec. Sur Sud, la présence de nombreuses zones végétalisées sur lesquelles l'eau ruisselle avant d'atteindre les zones de stockage explique le ralentissement de l'eau. Sur Nord, l'explication est moins évidente, les courbes de régulation étant théoriquement faites pour réagir dès les premières arrivées d'eau (voir annexe B). Cependant la cote de sortie du régulateur est plus élevée que le fond du stockage. Il est possible que l'eau stockée dans cet espace puisse s'infiltre entre deux pluies suite à une mauvaise étanchéité des canalisations, créant un délai au ruissellement.

Comme l'a montré l'étude des temps de réaction et de vidange, le bassin versant de référence ruisselle avant et pendant moins longtemps que les autres bassins versants. De plus, le temps de réponse entre le pic de pluie et le pic de débit est augmenté (en médiane par rapport à Référence) de 32 min sur Nord, de 59 min sur Jardin et de 20 min sur Sud. Il est intéressant de remarquer que le décalage avec la Référence augmente pour des événements importants (> 5 mm) : il passe à 55 min sur Nord, 72 min sur Jardin et

TAB. 19.3: Comparaison des valeurs des temps caractéristiques et des Qmax entre la Référence et chaque site régulé (comparaison sur les mêmes périodes)

	Treac (min)	Trep (min)	Tvid (h)	Qmax (l/s/ha)	Htot (mm)	Hnonruiss (mm)
Référence (n=144)	6,6* 2,7 - 13,8**	6,0 2,7 - 18,6	1,7 0,8 - 5,8	3,9 0,6 - 33,1	500***	26
Nord (n=100)	30,6 10,8 - 129,0	38,4 15,6 - 136,2	4,9 1,7 - 16,6	0,6 0,1 - 2,6	496	28
Référence (n=149)	6,2 2,8 - 13,7	6,1 2,9 - 18,5	1,9 0,8 - 5,7	4,2 0,6 - 33,2	543	26
Jardin (n=77)	81,6 31,6 - 169,1	65,5 22,7 - 175,2	4,5 2,3 - 10,4	0,41 0,07 - 2,2	482	89
Référence (n=125)	6,7 2,8 - 13,5	6,2 2,9 - 18,9	2,0 0,8 - 6,1	4,2 0,6 - 27,9	453	21
Sud (n=114)	31,1 11,5 - 89,8	25,8 7,7 - 83,0	1,8 0,9 - 3,0	6,2 0,2 - 5,2	426	39

* médiane, ** 1^{er} décile - 9^e décile, *** somme des hauteurs entre juillet 2008 et août 2009

26 min sur Sud. Ce décalage des pointes de débit permet d'éviter d'aggraver la surcharge des réseaux pendant les pointes de pluie.

19.2.2 Impact sur les volumes rejetés

Ce paragraphe vise à quantifier l'effet de la régulation sur les volumes d'eau rejetés par les bassins versants régulés. Pour cela, les volumes d'eau précipités sur les bassins versants ont été comparés aux volumes d'eau mesurés aux exutoires, et aux volumes d'eau simulés par le modèle de ruissellement comme si les bassins versants n'étaient pas régulés.

Les comparaisons ont été faites sur la période entre janvier 2008 et août 2009 puisque les données de débit sur ces sites sont robustes quelle que soit la période. Les effets ont été étudiés à l'échelle de l'événement, et en cumul sur la période. À l'échelle de l'événement, les événements isolés selon le paragraphe 10.1.3 page 134 ont été utilisés. À l'échelle annuelle, les volumes ont été calculés de deux manières : soit en cumulant les données en continu sur la période, soit en sommant les événements isolés.

La transposition du modèle de ruissellement est délicate car les caractéristiques des événements isolés sont dépendantes du site considéré, ce qui pose deux problèmes :

- D'une part les hauteurs de pluie (qui sont une donnée d'entrée du modèle) ne tiennent pas compte des pluies qui ne ruissellent pas. Pour Nord et Sud, il y a peu de différences avec l'assainissement classique, donc il n'y aura pas d'implication pour l'interprétation des simulations. Par contre pour Jardin, la hauteur d'eau non ruisselée est 3 fois

supérieure à celle mesurée sur Référence. Un biais risque donc d'apparaître dans la simulation annuelle, mais dans le sens d'une sous-estimation des volumes simulés qui n'entraînera pas de surestimation de l'effet de la régulation.

- D'autre part les événements isolés sur Nord et Jardin cumulent souvent plusieurs événements (du fait de la régulation qui étale les rejets). Dans ces cas, les pertes initiales ne sont appliquées par le modèle qu'au début de la première pluie, ce qui peut éventuellement impliquer une surestimation des volumes simulés. Pour la période entre mars et juillet 2009, la simulation sur Jardin a été faite avec les caractéristiques des événements isolés soit sur Référence soit sur Jardin. La différence entre les 2 volumes simulés est inférieure à 2 %.

Les bilans sur la période sont résumés dans le tableau 19.4 sous forme : de coefficients de ruissellement mesurés CR , rapports entre les volumes d'eau mesurés en aval des bassins versants et les volumes d'eau précipités (CR_{tot} si calculé sur les mesures en continu, et CR_{eve} si calculé à partir des événements isolés), et de coefficients de ruissellement simulés $\overline{CR}$, rapports entre les volumes d'eau simulés (sans régulation) et les volumes d'eau précipités. Ces coefficients de ruissellement sont à comparer au coefficient d'imperméabilisation C_{imper} qui caractérise l'occupation du sol de chaque site.

Les incertitudes données dans le tableau sont des incertitudes de mesure sur les hauteurs de pluie, les surfaces de bassin versant, et les volumes mesurés. Les détails des calculs est en annexe D.

TAB. 19.4: Coefficients d'imperméabilisation et coefficients de ruissellement mesurés et simulés sans techniques alternatives

	Référence	Nord	Jardin	Sud
C_{imper}^*	$0,75 \pm 0,018$	$0,76 \pm 0,013$	$0,35 \pm 0,007$	$0,65 \pm 0,015$
CR_{tot}^*	$0,72 \pm 0,086$	$0,40 \pm 0,048$	$0,15 \pm 0,018$	$0,32 \pm 0,038$
CR_{eve}^*	$0,72 \pm 0,086$	$0,40 \pm 0,048$	$0,16 \pm 0,019$	$0,29 \pm 0,035$
$\overline{CR}$	0,71	0,69	0,34	0,64
$1-CR_{eve}/\overline{CR}$		43 %	54 %	55 %

* $\pm$ l'incertitude de mesure

Pour tous les sites les deux coefficients de ruissellement évalués par les deux méthodes sont équivalents ce qui justifie de travailler en somme des événements.

Sur Référence, les coefficients de ruissellement mesurés et simulés sont les mêmes, puisque le modèle a été calé sur ce site, et un peu inférieurs au coefficient d'imperméabilisation, ce qui est dû aux pertes initiales et continues sur les surfaces. De même, les

coefficients de ruissellement simulés (sans techniques alternatives) sur les sites régulés sont un peu plus faibles que les coefficients d'imperméabilisation.

Sur les sites régulés, les coefficients de ruissellement simulés sont supérieurs aux coefficients de ruissellement mesurés (d'un facteur 1,7 sur Nord, 2,1 sur Jardin et 2,2 sur Sud) mettant en évidence une réduction des volumes d'eau rejetés du fait de l'utilisation des techniques alternatives. Les «abattements» évalués à l'échelle de la période sont de 43 % sur Nord, 54 % sur Jardin et 55 % sur Sud. La perte de volume est éventuellement due à des pertes initiales plus importantes que sur un site classique, conséquence de l'urbanisation particulière de ces bassins versants. L'aménagement des surfaces a en effet été fait pour diminuer les pentes afin de ralentir l'eau, ce qui entraîne une augmentation des pertes initiales. De plus les pertes continues peuvent augmenter puisqu'un nombre important de zones sont perméables (noues végétales, zones de stockage enherbées) ce qui permet d'augmenter l'infiltration sur ces sites.

La diminution du volume entre les deux types de gestion est variable d'une pluie à l'autre comme le montrent les graphiques de la figure 19.4 qui représentent les abattements en fonction de la hauteur de pluie. Il est important de noter que pour les hauteurs de pluie faibles, les erreurs sur le modèle sont trop élevées pour que l'abattement soit représentatif. Les points sont très dispersés et aucune tendance n'apparaît, si ce n'est que les abattements sont, sauf pour quelques points isolés, toujours supérieurs à 20 % sur Nord et Sud, et supérieurs à 30 % pour Jardin. Cette borne inférieure prouve que les pertes initiales sont importantes, puisque quelle que soit la hauteur de pluie, une perte minimale importante de volume est observée. Les pertes sont également continues et dépendent de la hauteur de pluie comme le montrent les graphiques de la figure 19.5. Les différences entre la hauteur d'eau ruisselée simulée et la hauteur d'eau ruisselée mesurée y sont représentées en fonction de la hauteur de pluie. Pour les 3 sites, les pertes augmentent en fonction de l'importance de l'événement pluvieux.

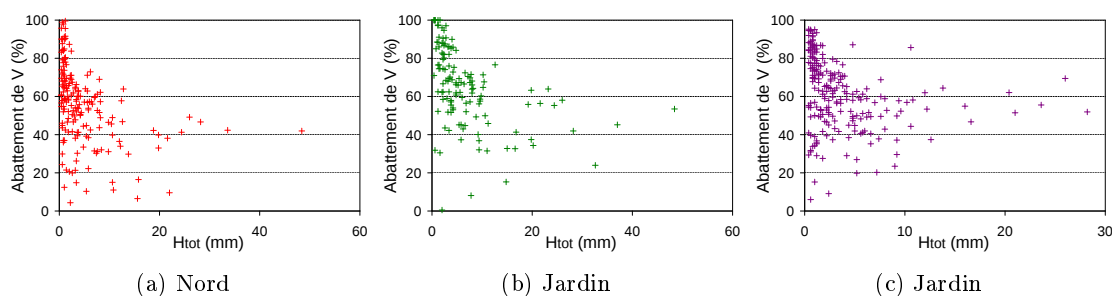


FIG. 19.4: Abattement du volume par les techniques alternatives en fonction de la hauteur d'eau précipitée

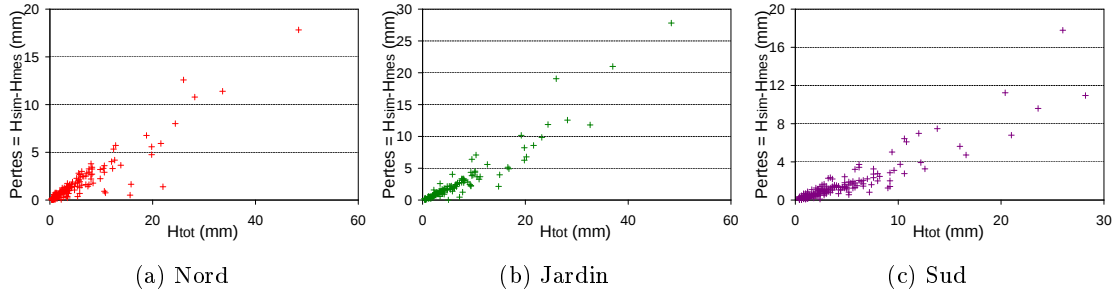


FIG. 19.5: Pertes estimées entre les simulations sans techniques alternatives et les mesures, en fonction de la hauteur d'eau précipitée

19.3 Discussion sur la gestion amont d'un point de vue hydraulique

19.3.1 Comparaison des systèmes de régulation

L'étude des réponses hydrauliques des bassins versants a montré que les techniques alternatives modifient les volumes et distributions dans le temps des rejets, et que ces effets sont plus importants pour les événements intenses que pour les petits événements. De plus, le type de technique de régulation mise en place influence fortement ces effets.

Dans un contexte d'amélioration de la qualité des eaux, l'idéal serait de ralentir au maximum l'écoulement de l'eau pour augmenter les temps de séjour dans les ouvrages et ainsi favoriser les phénomènes d'épuration. Le choix du mode de régulation doit donc se porter sur des systèmes qui régulent tous les débits, même les plus faibles. Ce paragraphe compare les divers modes de régulation présents sur les sites.

Les régulateurs de débit commerciaux régulent peu les petites pluies (en termes de volume d'eau à stocker) puisque leur fonctionnement vise à limiter l'influence de la hauteur d'eau en amont sur le débit de sortie.

La courbe de régulation du régulateur vortex de Nord (Techneau) est comparée sur la figure 19.6a à la courbe de régulation d'un ajutage (dimensionné pour avoir le même débit maximal pour le même niveau des plus hautes eaux NPHE : 2 m). Pour une hauteur d'eau de stockage de 25 cm, le débit du vortex est de 13 l/s contre 5 l/s pour l'ajutage. La courbe de régulation du régulateur à flotteur (Floreg, Saint-Dizier Environnement) utilisé sur Jardin est donnée en figure 19.6b et est comparée à la courbe de régulation d'un ajutage classique. Pour une hauteur de stockage de 27 cm, le débit du régulateur à flotteur atteint le maximum de 25 l/s, alors qu'avec un ajutage, il ne serait que de 10 l/s.

L'ajutage des noues sur Sud (diamètre 19 mm) est situé 46 cm en dessous du fond de la

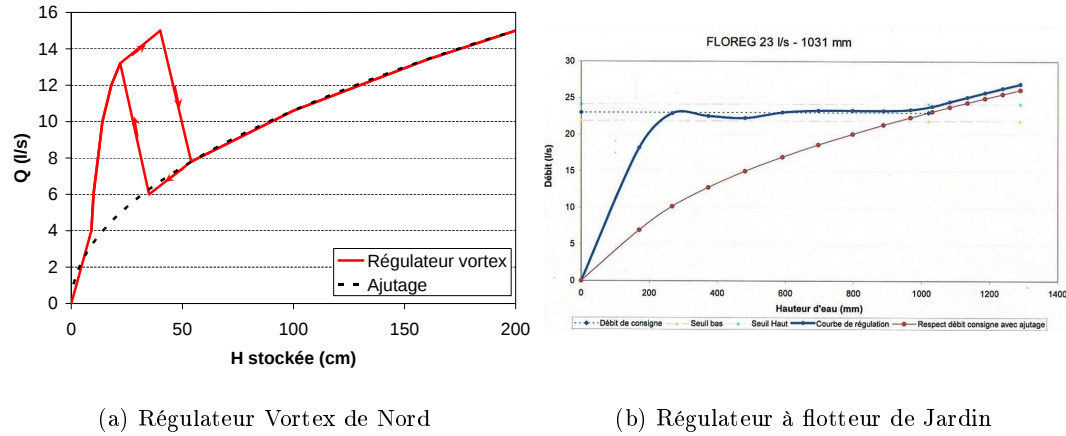


FIG. 19.6: Courbes de régulation des régulateurs commerciaux et comparaison avec un ajutage (dimensionné pour avoir le même $Q_{\max}$)

noue (voir schéma figure 19.7a A). Donc lorsque la noue commence à se remplir, la hauteur d'eau au dessus de l'ajutage est déjà de 48 cm, et le débit de sortie élevé. Le débit mesuré en sortie de l'ajutage est représenté en fonction du volume stocké sur la figure 19.7b (trait plein). Le débit passe rapidement à un débit de 0,55 l/s dès un volume stocké de 2 m³ et augmente ensuite lentement jusqu'au maximum de 0,75 l/s. Une simulation a été faite en considérant un ajutage de diamètre 22 mm (pour avoir le même débit maximal pour le même volume de stockage) mais qui serait au niveau du fond de la noue (voir schéma figure 19.7a B). Le débit en fonction du volume stocké dans les noues est représenté en figure 19.7b (traits pointillés). Dans ce cas, le débit de sortie de l'ajutage augmente lentement de 0 à 0,75 l/s. Pour un volume stocké de 2 m³, le débit est seulement de 0,26 l/s, soit deux fois plus petit que dans le cas réel.

En conclusion, les systèmes de régulation mis en place sont conçus pour réguler faiblement les petits de faible importance, ce qui n'est pas favorable du point de vue de l'épuration de l'eau.

19.3.2 Difficultés de mise en œuvre et d'entretien des techniques alternatives

L'utilisation de techniques alternatives paraît donc un système efficace pour la gestion des eaux pluviales et la lutte contre les inondations. Cependant la complexité des ouvrages et techniques à mettre en place introduisent des difficultés de conception, de réalisation et d'entretien qui peuvent générer des dysfonctionnements.

L'observation des sites du Clos Saint-Vincent a mis en évidence que plusieurs sites ne

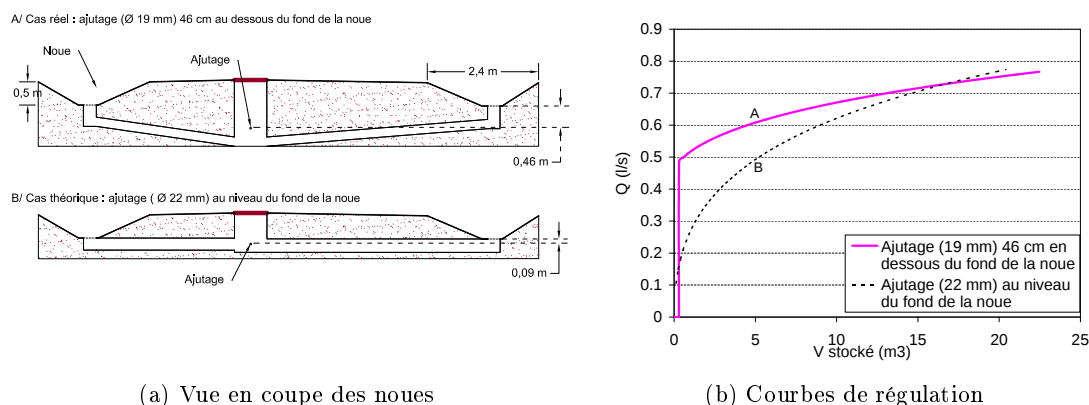


FIG. 19.7: Débit de rejet des noues suivant que l'ajutage (diamètre 19 mm) est 46 cm en dessous du fond de la noue ou au niveau du fond de la noue (diamètre 22 mm)

peuvent pas fonctionner selon le plan initial du fait d'un défaut lors de leur construction.

C'est le cas de la place Ouest (abandonnée pour l'étude) qui a été conçue pour être une place minérale inondable recueillant les eaux pluviales de divers bâtiments et voiries. Le débit en sortie du régulateur (censé mettre en charge la place) a été mesuré pendant quelques mois au début de l'étude (bulle à bulle en amont d'un seuil), mais aucun signal de débit n'a été détecté prouvant l'existence d'un autre exutoire. De plus, pendant les deux ans de suivi des sites sur le Clos Saint-Vincent, nous n'avons observé aucune trace d'inondation de la placette. Le réseau mis en place lors de la rénovation de la zone utilise une ancienne canalisation dont l'exutoire n'est manifestement pas celui attendu.

Sur Nord, la canalisation de stockage enterrée sous le parking du supermarché est censée déborder dans une noue, puis sur le parking inondable. Or la côte du regard aval de cette canalisation est au dessous du niveau du parking ce qui fait que quand la canalisation est pleine, elle déborde vers l'aval et inonde les habitations (lors d'événements exceptionnels). Ce phénomène nous a été rapporté par des riverains.

Ces dysfonctionnements mettent en évidence l'insuffisance des procédures actuelles de réception des ouvrages. Les causes de ces dysfonctionnements auraient pu être assez facilement rectifiées si elles avaient été détectées à la réception.

D'autre part la mise en place de techniques alternatives, dont le fonctionnement est plus complexe qu'un réseau classique, pose la question de l'entretien des ouvrages. Leur bon fonctionnement est en effet lié à leur entretien régulier qui est délégué aux services techniques de la mairie, mais à qui la description des systèmes n'a pas forcément été

faite lors de la rétrocession de la ZAC. Par exemple sur le site Nord, le séparateur à hydrocarbures du site était enterré au début de l'étude et ignoré par la commune (et donc jamais curé). Enfin nous avons pu constater à deux reprises le blocage du flotteur de sortie du séparateur à hydrocarbures de Nord, modifiant les débits de sortie des BV avec des risques d'inondation en cas de pluie importante.

Ces problèmes d'entretien se posent d'autant plus que l'ouvrage est enterré et donc invisible, ou qu'il est dans le domaine privé.

19.4 Conclusion sur les impacts hydrauliques

L'étude hydraulique des sites a montré un impact important de l'utilisation des techniques alternatives.

Il a été montré que les rejets étaient étalés sur certains sites régulés du fait d'un écrêtement des pointes de débit (d'un facteur 1 à 25 suivant les sites et les événements) et d'une augmentation des durées d'écoulement (1,8 fois sur Nord et 1,7 fois sur Jardin). Les temps de vidange des bassins versants sont fortement augmentés sur Nord et Jardin : 3,2 h et 2,6 h respectivement. Sur Sud, ces effets sont moindres : les pointes de débit sont moins écrêtées et l'étalement moins visible.

Les rejets sont également décalés dans le temps : les temps de réaction sont augmentés (de quelques minutes à quelques heures) ainsi que les temps de réponse (en médiane : de 32 min sur Nord, de 72 min sur Jardin et de 26 min sur Sud par rapport au séparatif classique). Ces différences sont dues à une urbanisation qui favorise le ralentissement de l'eau, et accroît les temps de séjour, augmentant ainsi les pertes initiales. De plus, l'utilisation des techniques alternatives permet de décaler les pointes de débit dans le temps, par rapport aux réseaux classiques.

Un effet important sur les volumes rejetés a également été mis en évidence. Les volumes effectivement mesurés en aval des sites régulés sont inférieurs aux volumes simulés pour un assainissement classique : de 43 % pour Nord, de 54 % pour Jardin et de 55 % pour Sud. Ces pertes d'eau sont dues à des pertes initiales plus importantes, et à des pertes continues favorisées dans les zones perméables (noues enherbées, stockages végétalisés), et par des volumes morts présents dans les ouvrages de stockage qui peuvent s'évaporer par temps sec.

Il a également été montré que ces impacts sont observés pour toutes les pluies, y compris les pluies faibles générant un débit de ruissellement inférieur aux débits de fuite nominaux des ouvrages. Leur importance relative dépend cependant :

- de l'importance de l'événement pluvieux considéré (pour les événements de périodes de retour supérieures à 1 an, l'écrêtement des pointes de débit, le retard au ruisselle-

- ment et les temps de vidange sont beaucoup plus élevés que les médianes annuelles) ;
- du type de régulation mise en place : le site Sud est beaucoup moins impacté que les autres.

Du point de vue de la qualité des eaux, le ralentissement de l'eau dans les techniques alternatives, et donc l'augmentation des temps de séjour, peut favoriser les phénomènes d'épuration de l'eau (adsorption, décantation...). Mais les effets hydrauliques sont surtout importants pour les événements intenses alors que ce sont les événements fréquents qui produisent la majorité de la contamination à l'échelle annuelle. En effet, les systèmes de régulation utilisés actuellement régulent peu les événements de faible importance.

Pour améliorer les effets sur la qualité de l'eau, sans pour autant augmenter la taille des stockages, un système de régulation intégrant une régulation modulée en fonction de l'importance de la pluie pourrait être imaginée : l'idée serait d'écrêter plus les petites pluies que les événements rares pour ne pas imposer un volume de stockage trop grand pour la pluie de fréquence décennale. Il pourrait même être envisagé de stocker l'intégralité des premiers millimètres de pluie sans débit de fuite, dans des matériaux poreux par exemple, avec vidange par infiltration et/ou évapotranspiration.

Chapitre 20

Impacts de la gestion amont sur la qualité de l'eau

Dans un premier paragraphe les concentrations mesurées aux exutoires des bassins versants régulés sont comparées à celles mesurées à l'exutoire de Référence en termes quantitatif, du point de vue de la distribution dissous/particulaire, et sur les différents profils et traceurs caractéristiques de chaque famille de contaminants.

Dans un second paragraphe, les masses et concentrations simulées aux exutoires des bassins versants régulés comme si il n'y avait pas de régulation (les modèles décrits au chapitre 18 ont été utilisés) sont comparées à celles mesurées.

20.1 Comparaison des mesures à l'aval des bassins versants

20.1.1 Comparaison des concentrations

Les médianes, 1^{er} et 9^e déciles des concentrations mesurées aux exutoires de chaque bassin versant sont donnés dans les tableaux : 20.1 pour les concentrations totales, 20.2 pour les concentrations dissoutes et 20.3 pour les pourcentages dans la fraction particulaire.

Les concentrations totales et dissoutes mesurées aux exutoires de Nord et de Référence sont similaires pour tous les paramètres, sauf pour le zinc qui est 5 fois moins concentré sur Nord que sur Référence. Cette différence est au moins en partie imputable aux différences de surface de toits en zinc (7 % de la surface totale pour Référence et 2 % pour Nord). Les distributions dissous/particulaire sont également proches pour les deux sites, même si la fraction particulaire est un peu plus importante sur Référence pour la matière organique, les HAP, les OP, et les métaux traces. Ce comportement pourrait être lié à des effets de décantation dans le stockage enterré sur Nord.

Les concentrations totales et dissoutes mesurées à l'exutoire de Jardin sont entre 1,1

TAB. 20.1: Concentrations totales mesurées aux exutoires de chaque site (médianes, 1^{er} - 9^e déciles ; n est le nombre d'échantillons)

	n	Référence	n	Nord	n	Jardin	n	Sud
MES	19	26	17	29	18	23	14	27
(mg/l)		15 - 64		15 - 68		14 - 80		13 - 50
DCOt	18	37	16	42	17	17	13	23
(mgO ₂ /l)		23 - 65		22 - 82		11 - 28		17 - 28
COT	17	10	15	14	14	5,5	13	6,0
(mgC/l)		7,1 - 18		6,5 - 23		4,6 - 7,6		7,3 - 9,4
PCB28	11	2,5	8	2,8	7	3,3	5	2,2
(ng/l)		2,7 - 4,3		1,6 - 4,8		1,8 - 4,2		1,9 - 2,7
Σ HAP	11	1,1	8	0,70	7	1,5	5	0,56
(µg/l)		0,55 - 2,2		0,46 - 1,5		0,95 - 1,8		0,49 - 0,81
NP	11	0,47	8	0,48	7	0,12	5	0,45
(µg/l)		0,16 - 0,92		0,30 - 0,79		0,081 - 0,46		0,19 - 0,64
OP	11	36	8	39	7	10	5	14
(ng/l)		13 - 69		21 - 64		8,2 - 19		7,1 - 31
Cu	5	17	9	24	8	7,5	7	9,8
(µg/l)*		16 - 21		9,2 - 30		5,1 - 13		6,7 - 11
Pb	5	13	9	9,3	8	2,6	7	2,9
(µg/l)*		7,0 - 15		2,8 - 22		1,2 - 15		1,3 - 5,5
Zn	5	600	9	130	8	190	7	710
(µg/l)*		460 - 850		61 - 150		96 - 320		550 - 790

* Min et max

et 4 fois plus faibles que celles mesurées sur Référence, sauf pour les HAP qui sont 1,3 fois plus concentrés dans la fraction totale des eaux pluviales du Jardin, mais 2,5 fois moins concentrés dans la fraction dissoute. Ces différences entre les sites sont explicables pour tous les paramètres sauf les HAP puisque ce site est majoritairement constitué de jardins qui ne sont pas une voie d'introduction des contaminants étudiés. Les observations pour les HAP sont étonnantes car il n'y a a priori aucune source de HAP sur ce site, notamment pas de circulation automobile. Une source de HAP particulières est donc à rechercher sur ce site. Pour la plupart des contaminants (sauf les PCB et les HAP), le pourcentage dans la fraction particulière est plus faible dans les eaux pluviales de Jardin que dans celles de Référence.

Toutes les concentrations sont plus faibles à l'aval de Sud par rapport à Référence, sauf pour le zinc du fait de la grande proportion de toits en zinc sur Sud (10 % de la surface totale du bassin versant). Les distributions dissous/particulaire sont similaires entre les deux sites, sauf pour le plomb qui apparaît comme majoritairement particulaire sur Référence, et plutôt dissous sur Sud. Cette différence peut provenir d'une différence de voie d'introduction entre les deux sites, la circulation étant plus importante sur Référence que sur Sud.

En conclusion, les comparaisons entre les concentrations mesurées ne montrent pas de tendance très nette. Les différences observées peuvent être liées à l'occupation du sol de chaque site, notamment pour le zinc dont les variations de concentration sont en accord avec les pourcentages de surface de toits en zinc sur chaque site. Des concentrations en HAP plus élevées ont été mesurées à l'aval de Jardin, ce qui est étonnant étant donné que ce site ne contient pas de voirie circulée. L'étude des traceurs et des teneurs dans les particules permettra peut-être d'expliquer ces différences.

TAB. 20.2: Concentrations dissoutes mesurées aux exutoires de chaque site (médianes, 1^{er} - 9^e déciles ; n est le nombre d'échantillons)

	n	Référence	n	Nord	n	Jardin	n	Sud
DCOd	16	16	15	25	14	12	12	45
(mgO ₂ /l)		10 - 31		11 - 41		8,3 - 18		10 - 15
COD	17	6,0	15	7,0	16	3,9	13	4,2
(mgC/l)		3,6 - 12		4,0 - 16		3,4 - 6,7		3,4 - 5,8
PCB28 _d	11	1,6	8	1,5	7	1,6	5	1,4
(ng/l)		1,0 - 3,1		0,89 - 2,2		0,98 - 2,3		0,94 - 1,8
Σ HAP _d	11	71	8	110	7	28	5	61
(ng/l)		58 - 140		72 - 130		20 - 69		40 - 71
NP _d	11	350	8	320	7	98	5	220
(ng/l)		150 - 650		200 - 530		66 - 400		120 - 420
OP _d	11	21	8	25	7	9,6	5	9,5
(ng/l)		11 - 40		14 - 56		6,5 - 10		5,5 - 26
Cu _d	4	7,5	6	8,1	5	4,8	6	5,6
(μg/l)*		7,0 - 13		6,0 - 14		3,7 - 5,9		4,6 - 7,7
Pb _d	4	1,9	5	1,9	3	1,6	4	1,7
(μg/l)*		1,8 - 2,0		1,6 - 3,9		1,5 - 1,7		1,4 - 1,9
Zn _d	4	390	6	67	5	190	6	610
(μg/l)*		270 - 460		56 - 110		100 - 330		350 - 780

* Min et max

20.1.2 Étude des traceurs et des teneurs dans les particules

L'étude des caractéristiques des particules ainsi que des signatures de chaque famille de contaminants, est un moyen de mettre en évidence les différences de voies d'introduction ainsi que les modifications qui peuvent avoir lieu dans le réseau ou dans les ouvrages de gestion.

Le tableau 20.4 donne les teneurs dans les particules de tous les contaminants étudiés

TAB. 20.3: Pourcentage des contaminants dans la fraction particulaire aux exutoires de chaque site (médianes, 1^{er} - 9^e déciles ; n est le nombre d'échantillons)

	n	Référence	n	Nord	n	Jardin	n	Sud
%DCOp	16	47 30 - 74	15	37 29 - 60	14	32 20 - 47	12	46 25 - 71
%COP	17	42 26 - 58	15	40 31 - 57	16	24 17 - 36	13	41 30 - 58
%PCB28 _p	11	36 29 - 51	8	48 32 - 58	7	44 37 - 57	5	35 33 - 50
%Σ HAP _p	11	92 86 - 95	8	87 70 - 93	7	98 95 - 99	5	91 88 - 93
%NP _p	11	27 17 - 43	8	32 15 - 48	7	18 11 - 29	5	39 31 - 48
%OP _p	11	20 6,6 - 44	8	15 2,0 - 40	7	24 4,5 - 45	5	16 13 - 32
%Cu _p *	4	52 39 - 58	5	37 34 - 64	5	26 15 - 48	6	36 19 - 53
%Pb _p *	4	83 74 - 88	5	60 32 - 85	2	38 / 58	4	48 30 - 75
%Zn _p *	4	28 17 - 40	6	17 7,1 - 45	4	6,6 1,5 - 48	6	16 1,4 - 46

* Min et max

pour les différents sites. Les teneurs sont globalement dans les mêmes ordres de grandeur pour tous les contaminants et sur tous les sites. Sur Nord, des teneurs plus élevées en nonylphénol d'un facteur 2 et moins élevées en plomb (facteur 2) et en zinc (facteur 16) sont observées en comparaison avec Référence. Sur Jardin, les teneurs sont globalement plus faibles d'un facteur 2,5 à 7 pour la DCO, les alkylphénols et le zinc. Par contre, les teneurs en HAP des particules dans les eaux pluviales de Jardin sont similaires à celles de Référence, alors que ce bassin versant ne possède pas de voiries. Il y a donc bien une émission locale de particules contaminées en HAP. Pour Sud, les teneurs dans les particules sont plus faibles que sur Référence pour les HAP, le cuivre et le zinc d'un facteur 2, et pour les octylphénols d'un facteur 4.

Les profils des HAP et des PCB ont été comparés dans les concentrations totales et dissoutes des eaux pluviales échantillonnées à l'aval des différents sites. La figure 20.1 présente les profils dans le total. Pour les HAP comme pour les PCB, les profils sont similaires quel que soit le site considéré. Les mêmes résultats ont été observés sur les profils en dissous et en particulaire.

Pour les HAP, les doubles indices fluoranthène/(fluoranthène + pyrène) en fonction

de anthracène/(phénanthrène + anthracène) et fluoranthène/(fluoranthène + pyrène) en fonction du benzo(a)anthracène/(benzo(a)anthracène+chrysène) sont représentés en figure 20.2. Une faible variabilité entre les sites est observée. Pour les sites Nord et Sud, les indices sont relativement dispersés, montrant que les sources sont multiples : à la fois des sources pyrolytiques et des sources pétrogéniques. La présence de voiries et parking expliquent cette dispersion, comme pour la Référence. Pour Jardin, les points sont peu dispersés sur les deux graphiques : les traceurs des HAP émis par Jardin varient peu en fonction des campagnes et sont proches de l'indicateur «bois créosoté¹» mesuré par (Yunker *et al.*, 2002). Or des passerelles en bois servent à traverser les bassins inondables. Il est possible que ces passerelles soient créosotées. Des morceaux de bois issus de ces passerelles sont en cours d'analyse pour évaluer leur contamination en HAP.

Ces observations montrent qu'a priori il y a peu de différences dans les sources de ces molécules sur les différents sites, mis à part les différences dues à l'occupation du sol (par exemple toit en zinc pour le zinc), et qu'aucune modification majeure n'a lieu dans le réseau.

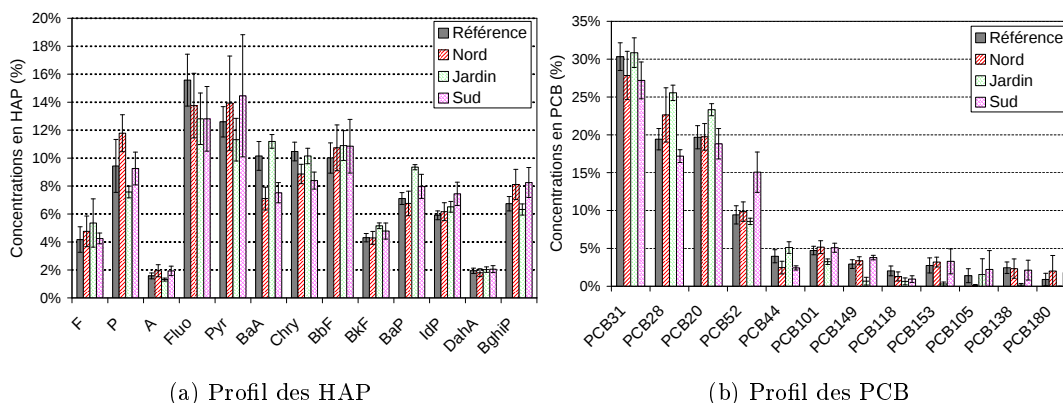


FIG. 20.1: Profil des HAP et des PCB dans les eaux pluviales des différents sites

20.2 Analyse de l'effet des techniques alternatives sur les flux de contaminants

Le paragraphe précédent a mis en évidence la difficulté de conclure quant à l'effet des techniques alternatives sur les flux de polluants par simple comparaison des concentrations

¹bois imprégné d'une substance huileuse, distillée à partir de goudron, et utilisée comme conservateur du bois

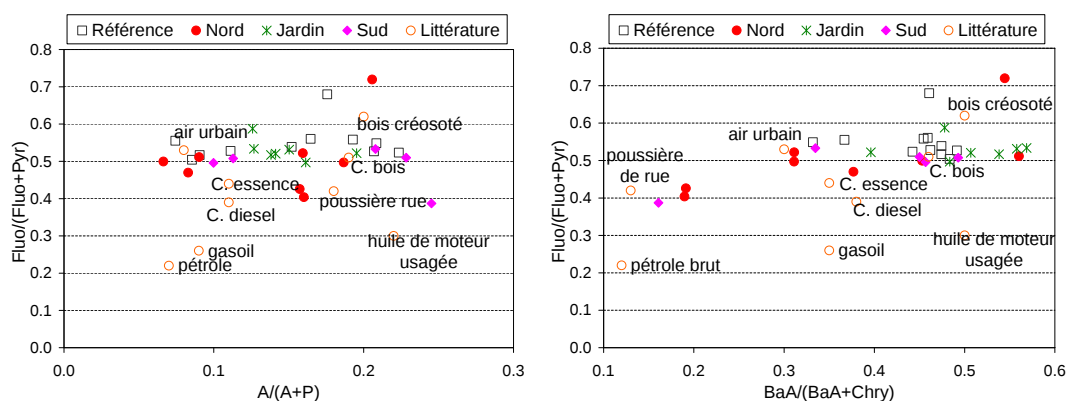


FIG. 20.2: Indices HAP des eaux pluviales à l'aval des différents sites (Littérature d'après [Yunker et al. \(2002\)](#) ; C.=combustion)

TAB. 20.4: Teneurs en contaminants dans les particules de chaque site (médianes, 1^{er} - 9^e déciles)

	n	Référence	n	Nord	n	Jardin	n	Sud
DCOp	16	0,54	15	0,65	14	0,22	12	0,30
gO ₂ /g		0,40 - 0,69		0,42 - 0,92		0,08 - 0,35		0,24 - 0,63
COP	17	0,15	15	0,20	16	0,24	13	0,13
gC/g		0,12 - 0,20		0,11 - 0,27		0,17 - 0,36		0,07 - 0,18
PCB28 _p	11	0,03	8	0,05	7	0,04	5	0,02
mg/kg		0,02 - 0,05		0,04 - 0,09		0,03 - 0,06		0,02 - 0,03
Σ HAP _p	11	32	8	27	7	35	5	14
mg/kg		23 - 37		23 - 54		25 - 71		11 - 20
NP _p	11	3,8	8	7,8	7	0,94	5	5,1
mg/kg		1,9 - 7,6		2,1 - 15		0,48 - 1,7		1,4 - 7,7
OP _p	11	0,27	8	0,26	7	0,08	5	0,07
mg/kg		0,12 - 0,46		0,03 - 0,84		0,02 - 0,15		0,03 - 0,16
Cu _p *	4	0,28	5	0,23	5	0,11	6	0,13
mg/g		0,14 - 0,38		0,07 - 0,34		0,03 - 0,23		0,10 - 0,20
Pb _p *	4	0,26	5	0,14	2	0,03 / 0,23	4	0,13
mg/g		0,22 - 0,38		0,05 - 0,24				0,04 - 0,08
Zn _p *	4	5,5	6	0,35	4	0,74	6	4,35
mg/g		3,0 - 6,4		0,15 - 1,31		0,26 - 0,88		0,09 - 7,7

* Min et max

mesurées du fait des différences importantes de ventilation des surfaces de chaque site, et des différences au niveau des pluies échantillonnées. L'objectif de ce paragraphe est de s'affranchir des différences d'occupation du sol en comparant, pour chaque site régulé, les concentrations et masses mesurées à l'exutoire, avec les concentrations et masses simulées par les modèles décrits au chapitre 18 comme si les sites n'étaient pas régulés. Ces simulations tiennent donc compte à la fois de l'effet sur les volumes d'eau (mis en évidence dans le chapitre 19), et des phénomènes potentiels d'épuration (décrits au paragraphe 4.3.1.4) sur les contaminants.

Seuls les événements échantillonnés en commun sur le site simulé, la Référence, les retombées atmosphériques et au moins une des deux autres voies d'introduction ont été considérés. Le tableau 20.5 résume pour chaque site et chaque type de contaminants les pluies correspondantes, ainsi que l'erreur sur le volume d'eau simulé sur Référence pour ces pluies.

Les erreurs sur les volumes simulés sur Référence pour les mêmes événements sont faibles, comprises entre -13 et 2 %. Pour la majorité des séquences d'événements, la simulation sous estime donc le volume, ce qui permet de minimiser les masses simulés et de ne pas surestimer l'impact des techniques alternatives.

Les interprétations sont faites site par site.

TAB. 20.5: Campagnes utilisées pour la simulation, et erreurs sur le volume d'eau simulé pour ces pluies sur Référence

Site	Contaminant	n	N° campagnes	H _{tot} (mm)	Erreur sur $\bar{V}$ Référence
Nord	MES	10	7, 11-14, 19-22, 24	121	-10 %
	COT, COD	7	12, 14, 19-22, 24	65	-3 %
	Organiques	5	19-22, 24	58	-6 %
	Métaux	9	7-15	99	-13 %
Jardin	MES	11	7, 11-14, 18-22, 24	129	-9 %
	COT, COD	8	12, 14, 18-22, 24	73	-1 %
	Organiques	6	18-22, 24	66	-3 %
	Métaux	8	7,9-15	94	-13 %
Sud	MES	9	7, 11-14, 20-22, 24	104	-12 %
	COT, COD	6	12, 14, 20-22, 24	49	-4 %
	Organiques	4	20-22, 24	42	-9 %
	Métaux	7	7-9,12-15	63	+2 %

20.2.1 Bassin versant Nord

La figure 20.3a représente, pour l'ensemble des contaminants étudiés, les masses mesurées (histogrammes) à l'exutoire de Nord et les masses simulées (étoiles rouges) comme si l'assainissement était conventionnel. Les données en volumes d'eau sont également représentées pour comparaison. La figure 20.3b représente les mêmes types de données en concentration moyenne (pondérée par le volume) sur les événements étudiés.

Dans tous les cas, les masses simulées comme si il n'y avait pas de techniques alternatives sont supérieures (ou égales dans un cas) aux masses mesurées, ce qui met en évidence un abattement de la contamination sur ce site (calculés par rapport à la masse ou concentration simulée sans technique alternative). Par contre l'effet sur les concentrations dépend de la famille de contaminants. Quatre types de comportement ont été mis en évidence :

La diminution de la masse de contaminants est supérieure à la diminution du volume d'eau (qui est de 43 %). Les concentrations mesurées sont donc plus faibles que dans les simulations. C'est le cas pour les **MES** (diminution de 50 % de la masse et de 14 % en concentration), les **HAP totaux** (60 % en masse et 34 % en concentration) et le **zinc** (72 % en masse et 46 % en concentration). Les MES et les HAP étant particuliers, nous avons supposé un effet de décantation important dans le stockage enterré, ces abattements étant dans le même ordre de grandeur que les réductions de masses évaluées pour de grands bassins de stockage (Aires *et al.*, 2003). L'effet de l'ouvrage sur le zinc est plus complexe à évaluer. Sur ce bassin versant, le zinc est introduit dans les eaux pluviales à 60 % par la corrosion des éléments métalliques des toits, il est donc introduit sous forme dissoute majoritairement. Or à l'exutoire de grands bassins versants, le zinc est mesuré à plus de 50 % particulaire (Zgheib, 2009) ce qui prouve que le zinc a tendance à se lier aux particules. Du fait que le temps de contact entre le zinc dissous et les particules augmente à cause de la régulation, il est possible qu'une partie du zinc dissous se fixe aux particules et décante avec elles, ou se fixe à l'ouvrage ou aux dépôts existants. Les teneurs en zinc dans les particules mesurées sur Nord (voir tableau 20.4) sont pourtant faibles par rapport aux autres sites. L'hypothèse pourra être vérifiée par l'étude des dépôts dans le stockage au prochain chapitre.

La diminution de la masse de contaminants est égale à la diminution du volume d'eau. Les masses sont donc diminuées par le stockage mais avec une concentration constante. C'est le cas des **PCB** et des **NP** dans les fractions totales et dissoutes (perte estimée entre 24 et 36 %). Pour ces molécules, la concentration simulée est dans l'incertitude de la concentration mesurée. Dans nos échantillons d'eau pluviale, ces substances sont majoritairement dissoutes (pour les PCB, rappelons que c'est dû au fait que seuls les PCB les plus légers et les plus solubles sont quantifiés). Cette spéciation n'a pas de raison

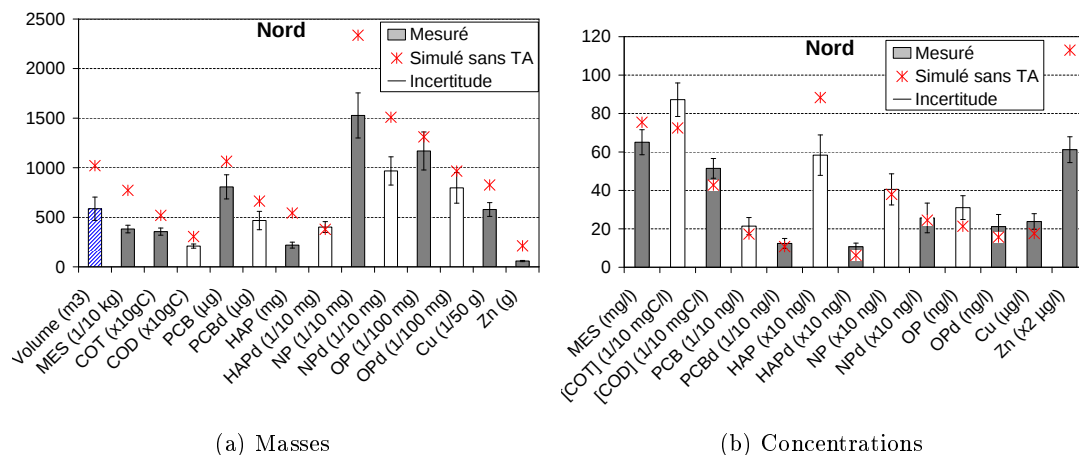


FIG. 20.3: Comparaisons des masses (a) et concentrations (b) mesurées à l'aval de Nord et simulées sans techniques alternatives

d'être modifiée comme pour le zinc dans le paragraphe précédent, car la répartition est celle mesurée dans les eaux pluviales ou le milieu naturel (Cailleaud *et al.*, 2007). Il est donc probable qu'une partie de la contamination soit éliminée lors des pertes d'eau par décantation/filtration pour la part particulaire et par infiltration pour la part dissoute.

La diminution de la masse de contaminants est inférieure à la diminution du volume d'eau. La masse de contaminant émise est diminuée par l'utilisation de la zone de stockage, mais la concentration émise est plus importante que sans la technique alternative. C'est le cas pour la **matière organique totale et dissoute** (diminution de la masse de 31 % et augmentation de la concentration de 20 %) et le **cuivre** (diminution de la masse de 30 % et augmentation de la concentration de 35 %). Ces substances sont entre 40 et 50 % particulaires et devraient donc subir au moins le même abattement que pour les autres substances, par décantation pour la fraction particulaire et adsorption pour la fraction dissoute. Une hypothèse pourrait être que notre simulation sous estime les masses de ces substances qui sont majoritairement émises par la voirie (à 66 % pour les deux familles). Or le trafic automobile est plus important sur la voirie et le parking de Nord (présence d'une superette) que sur Référence sur laquelle la fonction de production de la voirie a été calée.

La masse de contaminants n'est pas diminuée. Dans le cas des **HAP dissous** et des **OP totaux et dissous**, la masse simulée comme si il n'y avait pas de techniques alternatives est dans l'incertitude de la masse mesurée ; ce qui implique une augmentation des concentrations entre la simulation et la mesure (de 73 % pour les HAPdissous et de 40 % pour les OP). Tout se passe comme si aucune de ces molécules n'était retenue dans

le stockage. Ces paramètres sont essentiellement dissous et sont donc peu sensibles à la décantation. De plus, le même biais que dans le cas précédent est à envisager sur la simulation.

L'utilisation des diverses techniques alternatives sur le site Nord permet de diminuer les masses rejetées pour la plupart des substances étudiées. L'effet est supérieur à 50 % pour les paramètres particuliers (MES et HAP) et le zinc ; il est entre 10 et 30 % pour la matière organique, les PCB, les NP, les OP et le cuivre. Par contre les masses de HAP dissous sont plus élevées dans la mesure que dans la simulation sans techniques alternatives, montrant que l'effet est faible pour ce paramètre, même si un biais du modèle est possible. Les différences d'abattement entre les paramètres mettent en évidence un effet important de la décantation dans le stockage enterré. De plus, sur ce site le temps de séjour est long, les temps de vidange étant en médiane de 5 h, ce qui favorise des échanges entre phases pour atteindre l'équilibre comme pour le zinc.

20.2.2 Bassin versant Jardin

Les graphiques de la figure 20.4 représentent les masses ou concentrations mesurées (en histogrammes) à l'aval de Jardin, et les masses ou concentrations simulées (étoiles rouges) comme si le bassin versant était assaini par un réseau séparatif classique.

La plupart des masses simulées à l'aval de Jardin sont supérieures aux masses mesurées (sauf pour les MES et les HAP dans la fraction totale) mettant en évidence un effet épuratoire du stockage dans les espaces verts. De même que pour Nord, l'effet dépend de la substance considérée. Les mêmes types de comportement ont été distingués :

La diminution de la masse de contaminants est supérieure à la diminution du volume d'eau (qui est supérieure à 50 %). C'est le cas pour le **zinc** (diminution de 80 % en masse et 59 % en concentration), pour les **HAP dissous** (diminution de 71 % en masse et 28 % en concentration), et pour les **NP totaux et dissous** (diminution de 70 % en masse et 30 % en concentration). Pour les **OP (totaux et dissous)** la diminution de la masse est de 60 %, et la concentration simulée est dans l'incertitude de la concentration mesurée. Pour ces substances, majoritairement dissoutes, un effet d'adsorption dans le jardin est supposé, comme l'ont montré [Ray et al. \(2006\)](#) sur des écorces.

La diminution de la masse de contaminants est inférieure à la diminution du volume. Pour le **COT**, le **COD**, les **PCB**, les **PCB dissous** et le **cuivre**, la masse simulée est supérieure aux mesures de respectivement 29 %, 29 %, 42 %, 50 %, et 22 %. Ces abattements sont inférieurs à l'abattement sur le volume qui est supérieur à 50 %, ce qui entraîne des concentrations mesurées plus fortes que les concentrations simulées (de 86 %, 85 %, 44 %, 24 %, et 60 %). Il est possible que l'effet d'adsorption soit plus faible

pour ces substances que pour le groupe de substances décrit précédemment. De plus le Jardin émet des particules en grande quantité qui peuvent être contaminées et des débris végétaux riches en matière organique.

La masse de contaminants n'est pas diminuée. Pour les **MES** et les **HAP totaux**, la masse de contaminants mesurée est supérieure à la masse de contaminants simulée, comme si le fait de réguler les rejets augmentait la contamination de l'eau pour ces paramètres. Il paraît important de rappeler à ce niveau que les simulations ont été faites en minimisant au maximum les masses simulées. En effet, la concentration dans les retombées atmosphériques a été appliquée à l'ensemble du bassin versant pour ces paramètres. De plus le volume d'eau a également été sous estimé car il a été considéré que l'ensemble du jardin public (hors allées piétonnes) ne ruisselait pas.

Or les parcelles bâties et les jardins sont susceptibles d'émettre une grande quantité de particules par érosion, donc le modèle sous estime tellement la masse de MES produite qu'il ne permet pas de conclure quant à l'effet des techniques alternatives. Dans le cas des HAP, des sources potentielles de contamination ont été proposées : le bois créosoté des passerelles du jardin public (Moret *et al.*, 2007) ou l'émission de particules par le sol qui pourrait être contaminé. Cette source n'ayant pas été prise en compte dans la simulation, il ne nous est pas possible d'évaluer l'impact du stockage des eaux pluviales dans le jardin inondable pour les HAP.

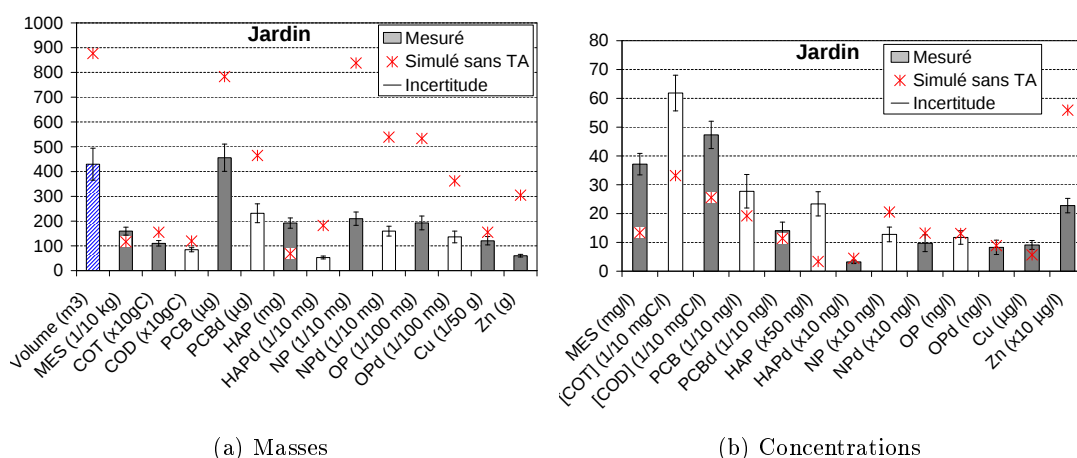


FIG. 20.4: Comparaisons des masses (a) et concentrations (b) mesurées à l'aval de Jardin et simulées sans techniques alternatives

En conclusion le Jardin permet un abattement des contaminants rejetés dans les eaux pluviales compris entre 20 et 70 % suivant les contaminants. L'impact semble plus important sur les substances dissoutes (alkylphénols et zinc) que sur les substances partagées

entre les deux fractions dissoute et particulaire (Carbone organique, PCB et cuivre). Cette différence de comportement permet de supposer que l'adsorption est un processus important. Pour les MES et les HAP, il n'a pas été possible de conclure, la simulation ne prenant pas en compte leurs sources principales. Le Jardin est un site sur lequel l'abattement du volume d'eau par les techniques alternatives est très important (supérieur à 50 %) et sur lequel le temps de séjour de l'eau dans les bassins est long (médiane des temps de vidange supérieure à 5 h) d'après le chapitre 19. Il augmente donc le temps de contact entre l'eau et les substrats potentiels (plantes et particules du sol) favorisant l'adsorption des contaminants dissous et leur infiltration dans le sol. De plus le stockage se faisant à ciel ouvert, il est possible que des phénomènes de volatilisation, de photolyse et de phytoremédiation éliminent une partie de la contamination du sol par temps sec.

20.2.3 Bassin versant Sud

Les graphiques de la figure 20.5 représentent les masses ou concentrations mesurées et simulées à l'aval de Sud.

Toutes les masses simulées sont supérieures aux masses mesurées mettant en évidence une élimination des contaminants dans les différentes techniques alternatives utilisées sur ce bassin versant. Cette diminution des masses émises semble inférieure à celle observée sur les autres sites car toutes les concentrations simulées sont inférieures ou égales aux concentrations mesurées sauf pour le zinc. Trois types de comportement sont donc à distinguer :

Pour le zinc, la diminution de la masse est supérieure à celle du volume d'eau qui est de 46 %. La masse de **zinc** simulée sans technique alternative est supérieure de 60 % à la masse mesurée, et sa concentration simulée est 24 % inférieure à la mesurée. Sur ce bassin versant, la corrosion des éléments de toiture contribue pour 92 % à la masse de zinc simulée. Or, dans ce bassin versant les toitures sont régulées à la parcelle. Une des toitures en zinc stocke ses eaux de ruissellement dans une cuve enterrée et les autres toitures en zinc rejettent leurs eaux dans des noues végétalisées puis dans des noues minérales. Dans ces zones de stockage, des phénomènes de fixation peuvent avoir lieu.

La diminution de la masse est similaire à la diminution du volume d'eau. C'est le cas du **COD**, des **PCB dissous**, des **HAP dissous**, des **NP totaux et dissous**, des **OP totaux et dissous** et du **cuivre**. Tous ces paramètres sont essentiellement dissous.

La diminution de la masse est inférieure à la diminution du volume d'eau. C'est le cas pour les **MES** (masse réduite de 23 % et concentration augmentée de 43 %), le **COT** (masse réduite de 33 % et concentration augmentée de 27 %), les **PCB totaux** (masse

réduite de 15 % et concentration augmentée de 32 %), les **HAP totaux** (masse réduite de 19 % et concentration augmentée de 45 %). Ces paramètres sont plutôt particuliers.

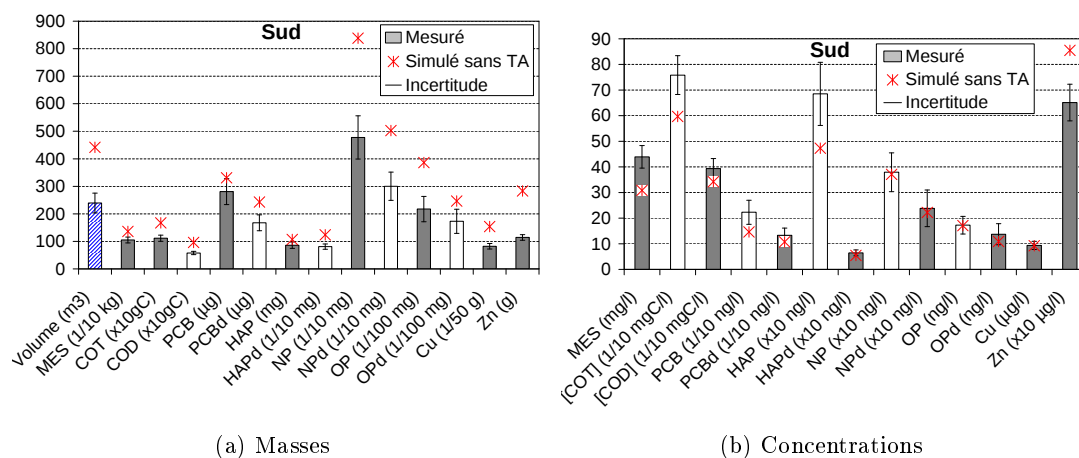


FIG. 20.5: Comparaisons des masses (a) et concentrations (b) mesurées à l'aval de Sud et simulées sans techniques alternatives

Pour le site Sud, la diminution des masses de contaminants due à l'utilisation des techniques alternatives a également été montrée. Mis à part pour le zinc qui a été éliminé à 60 %, les diminutions des masses de contaminants varient entre 15 et 40 % et sont inférieures ou égales aux pertes sur le volume d'eau. L'abattement semble donc moins élevé que sur les autres sites. Le paragraphe 19 a montré que les régulations mises en place sur ce site traitent moins les faibles débits que sur les autres sites entraînant des temps de séjour plus courts, et donc une efficacité des phénomènes moindre.

20.3 Conclusion sur les impacts sur la qualité de l'eau

Ce chapitre a permis de mettre en évidence des abattements importants par les techniques alternatives des masses de contaminants émises par les bassins versants. Ces effets sont très variables suivant les contaminants et les sites considérés.

Les paramètres particuliers (MES, contaminants liés aux particules) sont sensibles à la décantation, et sont donc fortement abattus dans les ouvrages de stockage (abattement supérieur à 50 %). Les contaminants dissous sont également abattus, mais dans des proportions moindres. La fixation sur les ouvrages et les dépôts est suspectée dans le cas d'ouvrage enterré. Dans le cas du jardin inondable, des phénomènes d'infiltration peuvent également avoir lieu, puis par temps sec des phénomènes d'élimination (phytorémediation, photolyse, évaporation). Un important abattement du zinc a été observé. En effet, 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, ce qui fait que

lors du séjour dans les techniques alternatives, il peut se fixer.

Il est important de noter que ces abattements en masse sont fortement liés aux pertes de volumes d'eau, les contaminants étant éliminés en même temps que l'eau, éventuellement par décantation dans les volumes morts, et infiltration lorsque l'eau s'infiltré. Pour certains contaminants, les abattements en masse sont même plus faibles que l'abattement du volume d'eau, ce qui fait que les concentrations rejetées sont plus élevées qu'en cas d'assainissement non régulé.

Il semble également que le temps de séjour joue sur l'abattement des contaminants. L'étude hydraulique a 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.

Chapitre 21

Devenir et gestion des contaminants dans les techniques alternatives

Le chapitre 20 a montré qu'une partie des contaminants émis dans les eaux de ruissellement des bassins versants régulés était retenue dans les ouvrages de gestion. Le but de ce chapitre est d'essayer de comprendre le devenir des micropolluants dans ces ouvrages, et d'évaluer s'il peut y avoir une contamination des sites, notamment dans le Jardin public inondable. Dans les zones qui favorisent la décantation, se forment des stocks dont il s'agit de mesurer l'importance et la qualité en vue de leur traitement.

21.1 Contamination des dépôts de Nord



FIG. 21.1: Dépôt de Nord

La canalisation de stockage a été échantillonnée une fois en octobre 2007 et une fois en avril 2009. Lors de la première campagne, un dépôt boueux de 10 à 15 cm avait été observé, la canalisation n'ayant jamais été curée depuis sa construction (environ 10 ans avant). Un curage a été fait en juillet 2008, et lors de la seconde campagne un dépôt beaucoup plus faible a été observé, de quelques centimètres (rappelons que la canalisation étant circulaire, les quelques premiers centimètres représentent beaucoup moins de volume que sur 15 cm). L'aspect général du sédiment est une boue noirâtre (voir figure 21.1), qui évolue en allant vers l'amont vers un aspect un peu plus sableux, notamment à l'arrivée de la canalisation «parking+bâti» (voir figure 21.3) qui crée une petite dune sableuse. Les dépôts dans les deux compartiments du séparateur à hydrocarbures ont le même aspect de boue noirâtre, sur quelques centimètres au fond.

21.1.1 Quels micropolluants sont présents dans ces dépôts ?

Un balayage quantitatif de micropolluants a été fait sur l'échantillon de la tranche aval de la canalisation prélevé en 2009. Les molécules détectées ainsi que leurs teneurs sont données dans le tableau 21.1.

La plupart des substances recherchées n'ont pas été détectées dans les dépôts. Parmi celles qui ont été quantifiées, certaines sont des substances prioritaires de la DCE : tous les HAP, l'hexachlorobenzène, les nonylphénols et les phtalates. De plus les mono- et dibutylétain, les PCB et le 4-ter-butylphénol ont également été quantifiés.

Les teneurs mesurées ont été comparées avec les teneurs mesurées avec la même méthode par Zgheib (2009) sur des MES d'eaux pluviales de grands bassins versants pavillonnaires et résidentiels denses (voir tableau 21.1). La qualité des deux types de particules est très comparable en termes de teneurs.

Ces substances ont encore été très peu étudiées dans les sédiments. Le fait de les retrouver dans ces dépôts soulève la question de leur traitement.

TAB. 21.1: Teneurs mesurées dans les dépôts de Nord lors du balayage quantitatif

mg/kg	Dépôt Nord	Particules eaux pluviales ^a
Dibutylétain	0,14	0,20
Monobutylétain	0,19	0,43
Σ HAP	10	11
Σ PCB	0,04	0,11
Hexachlorobenzène	0,07	<LQ
Nonylphénols	3,1	8,1
Octylphénol	0,09	0,12
4-ter-butylphénol	0,05	0,03
Di(2-éthylhexyl)phtalate	51	118

^a médiane sur des particules d'eaux pluviales de Zgheib (2009)

Pour les substances également quantifiées au Leesu (résultats au paragraphe suivant), quelques différences apparaissent. La teneur en PCB est mesurée plus faible par le laboratoire extérieur car il ne détecte pas autant de congénères que nous. Pour les NP et OP, des incertitudes d'analyse expliquent les différences.

21.1.2 Devenir des contaminants au cours du stockage

Les teneurs dans les dépôts de la canalisation enterrée (moyenne sur tous les échantillons) et dans le séparateur à hydrocarbures, mesurées au Leesuu, ont été comparées, pour tous les paramètres, aux teneurs mesurées dans les matières en suspension de l'effluent à l'exutoire (médiane des événements). La figure 21.2a représente ces teneurs.

Dans le cas du COP, des PCB et des HAP, les teneurs dans les MES sont supérieures à celles des dépôts. Il est possible que lors de la décantation, les particules les plus fines et les plus organiques, qui sont susceptibles d'être les plus chargées en contaminants, soient moins retenues. Pour le cuivre, le plomb et les nonylphénols, il n'y a pas de différence significative entre les teneurs. Par contre pour le zinc et l'octylphénol, les teneurs dans les dépôts sont supérieures à celles dans les particules. Ce comportement permet d'expliquer le fort abattement du zinc observé au chapitre précédent entre la simulation sans technique alternative et la mesure à l'exutoire. L'hypothèse est que le zinc dissous produit par la corrosion des toitures se fixe en partie sur les dépôts existants. Pour l'octylphénol l'explication vient peut-être d'une dégradation de ses précurseurs dans les dépôts.

La figure 21.2b permet de comparer pour les 3 types de particules, les profils HAP. Les trois profils sont proches, mais les particules du séparateur à hydrocarbures ont des contributions plus fortes en fluorène et fluoranthène, et moins fortes en pyrène (et donc une contribution plus pétrolière que pyrolytique (Yunker *et al.*, 2002)). Cette différence met en évidence un tri au niveau de la rétention des particules dans le séparateur.

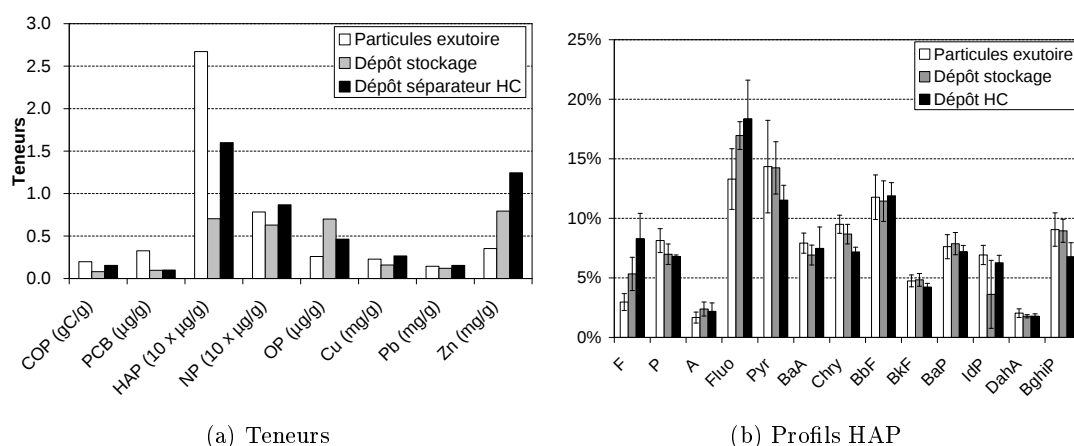


FIG. 21.2: Comparaison des teneurs et des profils HAP dans les différents types de particules sur Nord

Afin de comprendre un peu mieux les phénomènes, le circuit des particules depuis l'entrée (simulée par les teneurs dans les MES de Référence qui a la même occupation du

sol) jusqu'à l'exutoire (les MES de Nord) est représenté en figure 21.3 en détaillant les teneurs dans chaque tranche. Les teneurs sont similaires entre 2007 et 2009, la moyenne entre les deux échantillons est donc présentée. Pour la teneur en zinc entrant, une règle de trois sur les surfaces de toit en zinc a été appliquée sur la teneur de Référence afin d'en tenir compte.

Les teneurs dans les particules entrantes et sortantes sont assez proches, sauf pour le zinc qui est fortement retenu. La qualité des dépôts n'est pas significativement différente entre les quatre tranches de la canalisation de stockage, étant données les incertitudes. Il est donc possible qu'une homogénéisation des différents effluents ait lieu dans la canalisation avant la décantation.

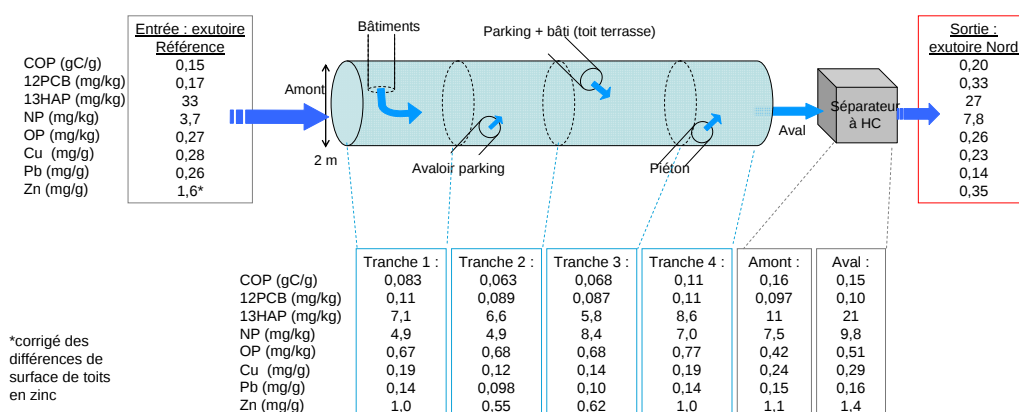


FIG. 21.3: Teneurs en contaminants dans les différents compartiments du bassin versant Nord

Dans les sédiments (canalisation et séparateur), les teneurs en COP varient de 0,063 à 0,16 gC/g et sont comparables à celles mesurées par Jartun *et al.* (2008) dans des sédiments de réseau séparatif en Norvège (bassin versant urbain) : 0,043 gC/g en médiane.

Les teneurs en PCB (somme des 14) varient entre 0,087 et 0,11 mg/kg et sont donc comparables à celles des sédiments en Norvège (Jartun *et al.*, 2008) (0,029 mg/kg pour la somme des 7 PCB_i). Elles sont inférieures à la limite définie par l'arrêté du 8 janvier 1998 relatif à l'épandage des boues d'épuration (JO, 1998) : 0,8 mg/kg en somme des 7 PCB_i.

Les teneurs en HAP varient entre 5,8 et 21 mg/kg et sont comparables aux teneurs mesurées par Gasperi (2006) dans des particules de lavage de chaussées à Paris. Elles sont un peu plus fortes que les teneurs mesurées par Jartun *et al.* (2008) : 3,4 mg/kg. Les teneurs que nous avons mesurées sont entre 3,5 et 4 fois moins concentrées que les limites pour l'épandage des boues d'épuration (JO, 1998) (données entre parenthèses) pour le benzo(a)pyrène (1,5 mg/kg) et le benzo(b)fluoranthène (2,5 mg/kg), et le fluoranthène (4 mg/kg).

Les teneurs en NP varient entre 4,9 et 9,8 mg/kg, et pour l'OP entre 0,67 et 0,77 mg/kg.

Björklund *et al.* (2009) ont mesuré des teneurs plus faibles dans des sédiments de réseau séparatif en Suède : inférieures à 1,5 mg/kg pour les NP, et inférieures aux limites de détection pour l'OP. Il n'existe pas de réglementation pour les alkylphénols quant à leur épandage.

Pour les métaux traces, les teneurs varient entre 0,12 et 0,29 mg/g pour le cuivre, entre 0,098 et 0,16 mg/g pour le plomb et entre 0,55 et 1,4 mg/g pour le zinc. Elles sont dans les mêmes ordres de grandeur que celles mesurées par Jartun *et al.* (2008) et 6 fois inférieures aux limitations pour l'épandage pour le cuivre (1 µg/kg), 7 fois pour le plomb (0,8 µg/kg) et 4 fois pour le zinc (3 µg/kg).

21.2 Contamination du Jardin

Le sol du jardin est plutôt argileux. De plus des dépôts sableux et limoneux, correspondant au sable recouvrant l'aire de jeux, ont été observés dans le jardin (le long du cheminement de l'eau). Le dépôt du séparateur à hydrocarbures (voir photo en figure 21.4) est très fin, plutôt argileux et de couleur claire, très différent de celui de Nord.

21.2.1 Quels micropolluants sont présents dans le sol du Jardin ?



FIG. 21.4: Dépôt de séparateur, Jardin

Le balayage quantitatif de micropolluants organiques a été effectué sur les échantillons de sol provenant de la zone la plus souvent inondée du jardin. Sur les 69 molécules recherchées, seuls les HAP ont été détectés sur ces échantillons et quantifiés entre 0,50 et 0,63 mg/kg en somme des 16 HAP. Ces teneurs correspondent aux teneurs mesurées dans les sols les moins contaminés du bassin de la Seine, à Honfleur ou dans la forêt de Bretonne (Motelay-Massei, 2004). D'après les critères de Maliszewska-Kordybach (1996) (cité par Motelay-Massei (2004)) il s'agit d'un sol moyennement contaminé.

21.2.2 Le stockage contamine-t-il le sol du jardin ?

La qualité du sol (en moyenne de tous les échantillons collectés) a dans un premier temps été comparée à celles des MES échantillonnées à l'exutoire du bassin versant et aux sédiments du séparateur à hydrocarbures (voir figure 21.5a). Pour tous les paramètres, les teneurs dans le sol du jardin sont très inférieures aux teneurs dans les particules des eaux pluviales. Les teneurs dans les sédiments du séparateur à hydrocarbures sont inférieures aux teneurs dans les MES (sauf pour le zinc) et inférieures aux teneurs dans le séparateur de Nord (d'un facteur 2,5 à 10), sauf pour le zinc où les teneurs sont similaires (provenance

des toits en zinc) et les HAP qui sont plus fortes à cause d'un phénomène local (bois créosoté?). En effet, les sédiments piégés dans le séparateur de Jardin sont essentiellement des particules provenant du lessivage des sols dont les teneurs sont plus faibles que sur des particules d'origine anthropique.

De plus, les profils HAP des 3 types de particules (figure 21.5b) sont très différents. Le profil du sol du jardin a des contributions des HAP lourds beaucoup plus importantes que pour les autres (Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Indéno(123)pyrène, Dibenzo(ah)anthracène, Benzo(ghi)pérylène). Les profils des particules des eaux pluviales ou du séparateur se ressemblent et ont des contributions des HAP légers beaucoup plus importantes. Les caractéristiques du profil du sol sont dues au fait que les HAP les plus légers se volatilisent ou se dégradent plus facilement que les lourds (Motelay-Massei, 2004).

Les particules dans les eaux pluviales sont donc très différentes du sol du jardin.

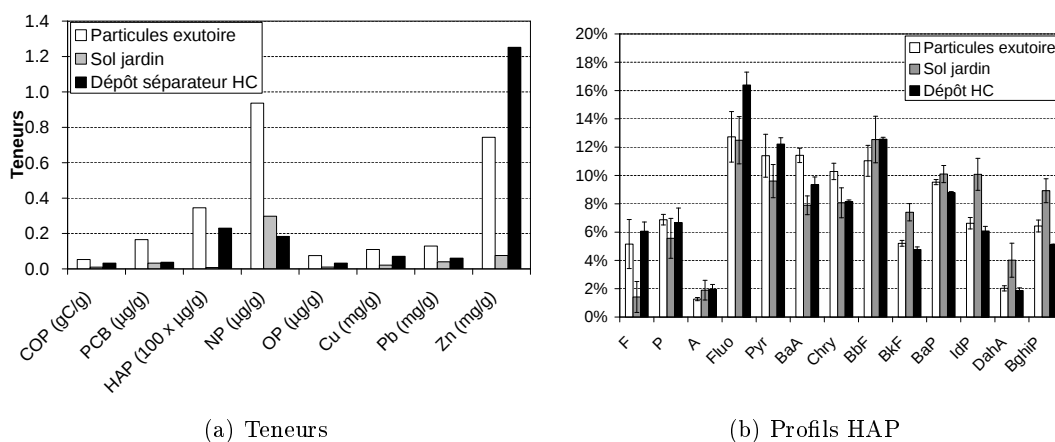


FIG. 21.5: Comparaison des teneurs et des profils HAP dans les différents types de particules sur Jardin

Pour comprendre le devenir des contaminants, et évaluer si le fait de stocker les eaux pluviales dégrade la qualité du jardin, les teneurs en contaminants ont été mesurées dans différentes zones du jardin (ayant un gradient d'inondabilité), et à différentes profondeurs. La figure 21.6 donne les teneurs mesurées dans chaque compartiment.

Les teneurs en COP sont uniformes sur l'ensemble du jardin : 0,014 mgC/g pour les 5 cm de surface, ce qui correspond à la rhizosphère, et 0,008 mgC/g en profondeur.

Les teneurs en HAP varient entre 0,33 et 1,1 mg/kg, les teneurs en PCB varient entre 0,026 et 0,060 mg/kg, les teneurs en NP entre 0,22 et 0,45 mg/kg, et les teneurs en OP entre <LQ et 0,050 mg/kg. Les teneurs en HAP et PCB sont comparables aux teneurs mesurées dans les sols du bassin de la Seine par Motelay-Massei (2004). Les plus petites

valeurs correspondent à leurs sites peu contaminés, et les plus fortes valeurs aux zones périurbaines. Par contre le sol du jardin paraît contaminé en nonylphénol par rapport à [Vikelsee *et al.* \(2002\)](#) qui rapportent des teneurs inférieures à 0,001 mg/kg dans des sols ruraux, égales à 0,034 mg/kg dans des zones recevant des eaux de ruissellement.

Les teneurs en cuivre varient entre 0,014 et 0,040 mg/g, les teneurs en plomb entre 0,020 et 0,083 mg/g, et les teneurs en zinc entre 0,056 et 0,10 mg/g. Ces teneurs sont dans le même ordre de grandeur que des sols en région parisienne (Cu : 0,025 mg/g ; Pb : 0,025 mg/g ; Zn : 0,010 mg/g d'après [Thevenot *et al.* \(2007\)](#)) ou dans le Nord Pas-de-Calais ([Sterckeman *et al.*, 2006](#)). Ces teneurs sont faibles par rapport à des sols en zone industrielle ([Douay *et al.*, 2008](#)).

La comparaison entre les 4 zones de fréquence d'inondation croissante, ne montre pas de différence de teneurs pour les PCB et les AP. Mais pour les HAP et les 3 métaux traces, les zones les plus souvent inondées présentent des teneurs entre 1,3 et 3,2 fois inférieures, indiquant qu'un processus de dépollution est présent dans ces zones. Il est possible que lors du stockage de l'eau, les contaminants soient entraînés en profondeur ; ou bien que ces contaminants soient épurés par la végétation. La comparaison surface/profondeur ne met cependant pas en évidence de différence. Ces résultats montrent que le sol du Jardin n'est pas contaminé de façon visible suite à son utilisation comme stockage.

Les teneurs mesurées dans les plantes sont données en figure [21.6](#) (min et max de toutes les teneurs mesurées). Les PCB ont été détectés en dessous des limites de quantification. Les teneurs dans les compartiments aériens (tiges et feuilles) sont entre 1,5 et 6 fois inférieures aux teneurs mesurées dans les compartiments souterrains (racines), comme observé dans d'autres études ([Scholes *et al.*, 1998](#)). Les prélèvements ont été faits au printemps, au moment où la végétation reprend.

Les concentrations en métaux dans les plantes varient entre 3,5 et 24 µg/g pour le cuivre, entre 0,1 et 2,1 µg/g pour le plomb, et entre 34 et 330 µg/g pour le zinc. Des concentrations similaires ont été mesurées dans des plantes d'une zone humide recevant des eaux de ruissellement en Angleterre ([Scholes *et al.*, 1998](#)) : entre 50 et 300 µg/g pour le zinc. Ces stocks sont minimes par rapport au stock du sol.

21.3 Contamination des dépôts de Sud

Sur Sud, peu de dépôts ont été observés. Les noues contiennent, après une pluie, un fin dépôt de poussières et des débris de végétaux. Devant le régulateur de débit, un léger dépôt (grossier et composé de débris végétaux, voir figure [21.7](#)) a été observé sur 15 centimètres et échantillonné. Au fond du séparateur à hydrocarbures, qui ne récupère que les eaux provenant de la portion de voirie, une boue fine et noire a également pu être échantillonnée.

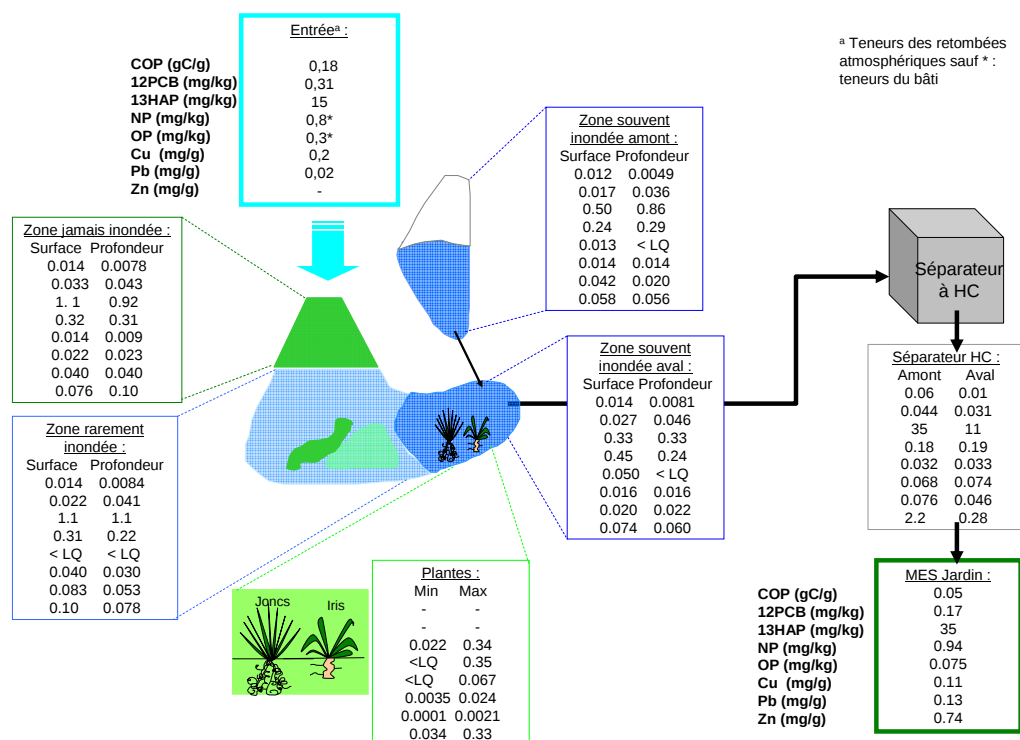


FIG. 21.6: Teneurs en contaminants dans les différents compartiments du bassin versant Jardin



FIG. 21.7: Dépôt de Sud

le régulateur de débit.

La recherche des micropolluants organiques dans les dépôts n'a été positive que pour les HAP ($\Sigma 16\text{HAP} = 7,5 \text{ mg/kg}$), le monobutylétain ($0,05 \text{ mg/kg}$) et le nonylphénol ($0,11 \text{ mg/kg}$). Ces dépôts sont donc un peu moins contaminés que ceux de Nord, du fait de la plus faible activité humaine sur ce site, d'autant plus que les eaux provenant de la portion de voirie passent par le séparateur à hydrocarbures avant d'atteindre

Les teneurs dans les dépôts du stockage et dans les dépôts du séparateur à hydrocarbures sont comparées aux teneurs mesurées dans les MES de l'exutoire (médiane) sur la figure 21.8a (les valeurs sont données dans le tableau 21.2). Les teneurs sont plus faibles dans les dépôts du stockage que dans les MES pour tous les contaminants (d'un facteur 3 pour le COP et les PCB, d'un facteur 2 pour les HAP, l'OP, le cuivre et le plomb, et d'un facteur 19 pour les NP) sauf le zinc qui est 6 fois plus concentré. En effet ces particules sont plus grossières que les MES. Les teneurs dans les dépôts du séparateur (qui ne reçoivent que du ruissellement de voirie) sont proches de celles des MES, sauf pour les HAP et les NP où

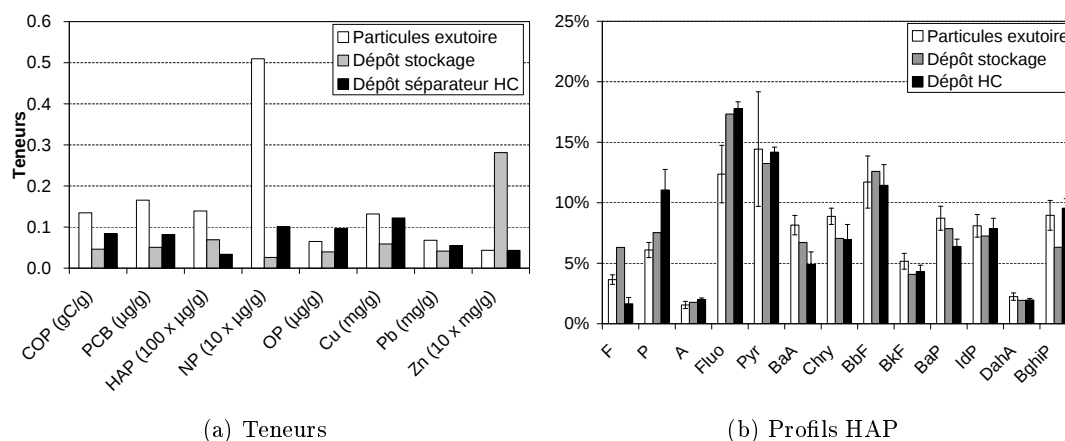


FIG. 21.8: Comparaison des teneurs et des profils HAP dans les différents types de particules sur Sud

elles sont plus faibles (d'un facteur 4 et 5).

Le comportement du zinc sur ce bassin versant est comparable à son comportement sur les autres bassins versants : sa concentration totale est fortement abattue dans les eaux pluviales entre l'entrée et la sortie, et ses teneurs dans les particules sont beaucoup plus fortes dans les particules de dépôt que dans les MES des eaux pluviales rejetées. Tout se passe donc comme si le zinc s'adsorbait sur les dépôts lors du stockage de l'eau. Ce comportement des métaux a été observé par [Scholes *et al.* \(1998\)](#) dans des zones humides.

Les teneurs dans les dépôts du stockage de Sud sont entre 2 et 20 fois moins fortes que dans les dépôts de Nord (sauf pour le zinc ce qui est sans doute à relier aux fortes concentrations en zinc sur ce site dû aux surfaces importantes de toits en zinc). La même tendance est observée pour les particules des séparateurs à hydrocarbures. L'activité humaine sur le site, et notamment le peu de circulation automobile, influence donc la qualité des dépôts piégés par les techniques alternatives.

21.4 Conclusion sur le devenir des contaminants dans les techniques alternatives

Les pertes de masse de contaminants montrées au chapitre précédent sont en partie expliquées par la présence de dépôts dans les zones de stockage des techniques alternatives. Ces dépôts sont faiblement contaminés par rapport aux MES rejetées dans les eaux pluviales aux exutoires : ce sont a priori les particules les plus grossières, et les moins chargées qui sont retenues dans les stockages. Ces dépôts sont donc peu chargés en contaminants et ne nécessitent pas de traitement particulier, par comparaison avec les déchets de réseaux

TAB. 21.2: Teneurs dans les différents types de particules sur Sud

	Dépôt stockage	Dépôt séparateur HC	MES eaux pluviales
COP (gC/g)	0,046	0,084	0,13
PCB (μ g/g)	0,051	0,082	0,17
HAP (μ g/g)	6,9	3,4	14
NP (μ g/g)	0,26	1,0	5,1
OP (μ g/g)	0,040	0,096	0,065
Cu (mg/g)	0,059	0,12	0,13
Pb (mg/g)	0,041	0,055	0,068
Zn (mg/g)	2,8	0,43	0,44

unitaires.

Des phénomènes d'adsorption des contaminants dissous dans les dépôts ou sur les parois des ouvrages sont suspectés, notamment pour le zinc.

Le stockage des eaux pluviales provenant de parcelles bâties dans un jardin public ne contamine pas visiblement le sol de ce jardin par rapport à sa contamination initiale. Des phénomènes de phytoremédiation sont possibles, les contaminants ayant été détectés et quantifiés dans les plantes du jardin.

Chapitre 22

Synthèse sur les impacts des techniques alternatives

La comparaison entre un bassin versant de référence en séparatif classique et trois bassins versants munis de techniques alternatives a permis de mettre en évidence des effets importants de la gestion à l'amont des eaux pluviales.

Dans un premier temps, l'étude hydraulique des bassins versants a montré que les techniques alternatives ralentissent fortement l'évacuation de l'eau vers l'aval en écrêtant les pointes de débit et en étalant les rejets d'eau dans le temps. Ces impacts sont d'autant plus importants que les événements pluvieux sont grands, même si les effets sont observables sur les événements fréquents. De plus les volumes d'eau rejetés vers l'aval diminuent (d'environ 50 %) par l'utilisation de techniques alternatives du fait de pertes initiales et continues plus importantes dans les zones perméables.

Ces effets varient fortement en fonction du type d'ouvrages mis en place, d'autant plus que certains systèmes de régulation ne visent pas à stocker les événements fréquents.

Le ralentissement de l'eau et l'augmentation des temps de séjour dans les ouvrages peuvent favoriser les phénomènes de dépollution comme la décantation et l'adsorption. Cependant ces effets hydrauliques sont surtout importants pour les pluies intenses alors que ce sont les événements fréquents qui véhiculent la majorité de la pollution annuelle. Pour augmenter la dépollution des pluies fréquentes, il faudrait prendre en compte ce type d'événements lors de la conception des techniques alternatives et envisager une régulation modulée qui écrête plus les faibles événements que les pluies intenses pour ne pas imposer un volume de stockage trop grand pour les événements importants.

Les bassins versants ont ensuite été comparés en terme de concentrations et masses de contaminants rejetés. La comparaison directe des concentrations mesurées met surtout

en évidence les différences d'occupation du sol des différents sites. Pour évaluer l'effet des techniques alternatives, les masses et concentrations mesurées à l'aval des bassins versants régulés ont été comparées aux masses et concentrations simulées comme si les bassins versants n'avaient pas de techniques alternatives.

La comparaison entre les masses de contaminants mesurées et simulées a permis de mettre en évidence un abattement important de la contamination des eaux pluviales par les techniques alternatives. Cet abattement dépend du type de contaminant et du type d'ouvrage mis en place.

Sur le bassin versant Nord, l'abattement a été évalué entre 11 et 72 %. Les plus forts abattements ont été observés sur des paramètres particuliers (MES, COT et HAP : entre 30 et 60 %) et sur le zinc (72 %). Pour les autres paramètres, l'abattement est plus faible (entre 11 et 34 %), et est même nul pour les HAP dissous. La décantation semble donc être un mécanisme important dans le devenir des contaminants, ce qui est appuyé par l'observation d'un dépôt important dans le stockage. Pour les autres paramètres dissous (notamment le zinc), des phénomènes d'adsorption doivent également avoir lieu. L'analyse des dépôts a montré qu'ils sont constitués de particules moins chargées que celles de l'exutoire, sans doute car les particules les plus fines (et les plus chargées) décantent moins que les plus grosses. Une analyse de granulométrie et de vitesse de chute permettrait de confirmer cette hypothèse. D'autre part ces dépôts contiennent certaines substances prioritaires de la DCE (HAP, nonylphénols, phtalates, hexachlorobenzènes, plomb), mais dans des concentrations peu élevées par rapport à d'autres particules d'eaux pluviales, et en dessous des limites pour l'épandage des boues d'épuration (quand elles existent).

Sur le bassin versant Jardin, certaines voies d'introduction des MES n'ayant pas été prises en compte dans la simulation, l'effet sur les paramètres particuliers n'a pas pu être mis en évidence. Pour les autres paramètres, l'abattement varie entre 22 et 80 %. L'effet est plus important sur les fractions dissoutes que sur les fractions totales, mettant en évidence un effet important de l'adsorption lors du stockage ou de l'infiltration de l'eau. Un effet de phytoremédiation est également suspecté, puisque les contaminants ont été quantifiés dans les plantes, majoritairement dans leurs compartiments souterrains (racines). Les MES sont très différentes et beaucoup plus contaminées que les particules du sol. Aucun effet de contamination du jardin inondable n'a donc été mis en évidence, l'apport global de contaminants étant faible par rapport à la contamination initiale du sol. Ce sol est relativement contaminé, dans le même ordre de grandeur que d'autres sols en milieu urbain ou périurbain.

Enfin sur le bassin versant Sud, les abattements ont été évalués entre 19 et 44 %, et plus forts pour les paramètres dissous. Peu de dépôts ont été observés sur ce site. L'adsorption semble donc être un phénomène prépondérant. Sur ce site, les abattements sont plus faibles que sur les autres sites, ce qui peut être lié aux impacts hydrauliques moindres.

En conclusion l'utilisation de techniques alternatives permet d'améliorer la qualité des eaux pluviales. Le ralentissement de l'écoulement de l'eau et l'augmentation des temps de séjour dans les ouvrages permettent la décantation des particules et l'adsorption des contaminants dissous sur les ouvrages, les particules qui décantent, et les stocks déjà présents. Ces effets semblent plus importants lorsque les ouvrages mis en place ont un fort impact sur l'étalement des rejets (Nord et Jardin par rapport à Sud). D'autres mécanismes peuvent également avoir lieu par temps sec comme la photolyse ou la volatilisation dans les zones aérées, la phytoremédiation dans les zones plantées etc.

L'utilisation des séparateurs à hydrocarbures en aval des régulateurs ne semble pas avoir un impact important sur la qualité de l'eau étant donné qu'ils ne contiennent que peu de dépôts, et que les particules retenues sont peu différentes de celles retenues dans les techniques alternatives. Ces ouvrages peuvent éventuellement être utiles en cas de pollution accidentelle.

Les hypothèses émises pourraient être vérifiées à l'échelle du bassin versant en estimant les masses de dépôts observés dans les zones de stockage afin de faire un bilan entre les entrées et les sorties. De plus, il pourrait être intéressant d'analyser certains matériaux en contact avec l'eau (parois des stockages, pavés des noues) pour vérifier si une adsorption se fait, et si, à terme, il n'y a pas un risque de saturer ces zones d'adsorption ce qui pourrait diminuer l'efficacité de dépollution.

Septième partie

Conclusion Générale

Chapitre 23

Conclusion Générale

23.1 Rappel des objectifs et de la méthodologie

Ce travail a permis d'atteindre les principaux objectifs suivants :

1. Acquérir des connaissances sur la contamination des eaux pluviales d'un petit bassin versant urbain (≈ 1 ha) en zone résidentielle, en évaluant si elles sont une source importante de substances prioritaires de la DCE, et en déterminant les voies d'introduction de ces substances et leur niveau de contamination.
2. Mettre en évidence les effets hydrauliques et les effets sur la qualité des eaux pluviales de différentes combinaisons de techniques alternatives.

Quatre petits bassins versants d'occupation du sol homogène (résidentiel dense) et avec une diversité de gestion des eaux pluviales (réseaux séparatifs avec ou sans techniques alternatives), ont été équipés et suivis au niveau de la quantité d'eau rejetée et au niveau de sa qualité. Pour comparer ces bassins versants en s'affranchissant des différences de types de surface (jardins, toits, voiries) un modèle de ruissellement et des fonctions de production des contaminants ont été calés sur le bassin versant en séparatif classique servant de référence. Ces modèles ont ensuite été appliqués sur les bassins versants munis de techniques alternatives pour simuler les volumes d'eau et les masses de contaminants qui seraient générés par un assainissement classique, et les comparer aux valeurs mesurées en aval de ces bassins versants.

Les actions menées pour atteindre ces objectifs ont été :

- Le développement du protocole d'analyse des alkylphénols dans les fractions dissoutes et particulaires des eaux pluviales, la validation des protocoles d'analyse des HAP et PCB, et l'évaluation des incertitudes analytiques.
- La mise en place d'un dispositif expérimental pour le suivi des flux d'eau et de contaminants à l'aval de quatre bassins versants drainés par un réseau séparatif avec

ou sans techniques alternatives.

- La mise en place d'un dispositif expérimental de caractérisation des voies d'introduction des contaminants.
- L'acquisition, la validation et l'analyse d'une chronique de 18 mois de données de pluie et de débit.
- L'échantillonnage et l'analyse de 25 événements pluvieux, et d'une trentaine d'échantillons de dépôts, sols et plantes (matière organique, PCB, HAP, nonylphénols, octylphénols, cuivre, plomb et zinc).
- La proposition d'un modèle de calcul des volumes ruisselés sur un bassin versant à partir des données de pluie et d'occupation du sol.
- La proposition de fonctions de production de contaminants pour les différentes voies d'introduction.

23.2 Principaux résultats de ce travail de thèse

23.2.1 Synthèse sur la qualité des eaux pluviales d'un BV amont

Deux volets ont été développés. D'une part nous avons évalué si ce type d'effluent peut être une source importante de substances prioritaires de la DCE (sous traitance à un laboratoire prestataire), et d'autre part, pour un nombre plus restreint de substances, nous avons quantifié (au Leesu) la contamination des eaux pluviales à l'amont, et identifié les voies d'introduction.

L'objectif est d'orienter les stratégies de gestion des eaux pluviales vers les solutions limitant les impacts sur les milieux récepteurs.

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 d'un bassin versant amont :

- Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP),
- Nonylphénols (NP),
- Octylphénols (OP),
- Phtalates (DEHP),
- Plomb.

D'autres contaminants ont également été quantifiés : PCB, cuivre, zinc, métaldéhyde, diuron, isoproturon, glyphosate, AMPA, dieldrine et atrazine. 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 à l'aval du bassin versant amont ont été comparées aux NQE quand elles existent, et aux concentrations mesurées par [Zgheib \(2009\)](#) à l'aval de trois grands bassins versants en région parisienne (64 - 213 ha) de type pavillonnaire ou résidentiel dense.

La contamination des eaux pluviales de bassins versants amont est globalement plus faible qu'à l'aval du réseau séparatif. Pour les MES, la DCO, les NP et les HAP, les concentrations mesurées sur notre petit 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. En effet, les effluents de différents types de surfaces urbaines, et de différents niveaux d'activité (et donc de différents niveaux de contamination) sont mélangés à l'aval des grands réseaux. De plus une contamination peut avoir lieu au cours du transport par remise en suspension de stocks ou mauvais branchements.

Cette contamination reste cependant significative pour certains micropolluants qui ont été mesurés au dessus des NQE : HAP, NP, DEHP, métaux traces.

Pour le zinc, la contamination est même plus élevée à l'amont qu'à l'aval. En effet, une contamination très forte par certains matériaux a été prouvée dès l'amont. Les eaux de ruissellement des surfaces urbaines peuvent donc être localement très contaminées en un ou plusieurs contaminants, et nécessiter des traitements adaptés. 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.

Certains paramètres sont essentiellement particuliers (HAP à 90 % et plomb à 85 %), d'autres sont répartis entre les deux fractions (matière organique, PCB et cuivre à 50 % particulaire), tandis que d'autres sont dissous (le zinc à 30 % particulaire et les alkylphénols à 25 %). Pour certains paramètres, notamment le zinc et les PCB, la fraction particulaire est plus faible qu'à l'aval des réseaux séparatifs, prouvant une évolution de la spéciation au cours du transport. De plus, la contamination des eaux pluviales est souvent considérée comme particulaire, et des traitements par décantation conseillés. Or pour certains micropolluants dissous, ces traitements seront peu efficaces.

Les voies d'introduction de la contamination ont été estimées : l'atmosphère apporte 100 % des PCB, 40 % du cuivre, moins de 25 % des HAP et des alkylphénols, 20 % du plomb et moins de 10 % du zinc. Pour les HAP et le cuivre, le trafic automobile est la source majeure de contamination (respectivement 40 et 60 %). Pour les alkylphénols, le plomb et le zinc, la contribution du bâti est prépondérante (respectivement 35, 58 et 84 %).

23.2.2 Synthèse sur les impacts des techniques alternatives

Des impacts importants des techniques alternatives ont été mis en évidence :

Impacts hydrauliques des techniques alternatives

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). De plus les sites régulés ont des pertes initiales plus grandes et un cheminement hydraulique plus long ce qui entraîne un retard au début du ruissellement (de quelques minutes à quelques heures). Leur pic de débit arrive après le site non régulé (de 20 min à 1 h).

Ces effets sont très variables. Ils ont été observés sur toutes les pluies, même les pluies courantes dont le débit n'atteint pas les débits nominaux des régulateurs. Cependant l'impact est d'autant plus grand que la pluie est importante. Les impacts sur les pluies de période de retour supérieure à 1 an sont beaucoup plus élevés que pour les médianes annuelles. D'autre part, l'influence du type de régulation mise en place est très importante sur l'effet des techniques alternatives. Suivant les sites et les techniques alternatives, l'effet de ralentissement de l'eau et d'écrêtement des débits, surtout pour les faibles événements, est très variable.

Les abattements sur les volumes rejetés sont très importants. Ils ont été évalués, à l'échelle de la période étudiée, entre 43 et 55 % suivant les sites. L'utilisation de surfaces perméables (stockage et noues enherbées) favorise la perte de volume.

Impacts des techniques alternatives sur la qualité de l'eau

Ce travail a mis en évidence une réduction importante des masses de contaminants dans les eaux pluviales gérées de façon alternative. Cet abattement est lié aux effets hydrauliques :

- en augmentant les pertes initiales et continues, les techniques alternatives limitent le transfert des contaminants vers l'exutoire du bassin versant ;
- en ralentissant le cheminement de l'eau et en augmentant son temps de séjour, les techniques alternatives favorisent les phénomènes de décantation et d'adsorption des substances.

Le niveau d'abattement est donc lié au type de substances considérées, au type et au fonctionnement de l'ouvrage considéré, et est surtout fortement lié à la réduction des volumes d'eau de ruissellement.

Dans un stockage enterré, l'abattement maximal (>50 %) a été observé pour des substances particulières (MES, HAP), et pour le zinc introduit sous forme dissoute dans le ruissellement mais qui a une forte affinité pour les substrats. Ces observations et la présence

de sédiments dans le stockage prouvent que la décantation est un phénomène majeur. L'efficacité de la décantation risque cependant d'être limitée dans ce type d'ouvrage du fait de l'absence d'évacuation des dépôts après chaque événement pluvial et des risques de remise en suspension lors des événements suivants.

Dans le jardin inondable, l'abattement a été estimé entre 22 et 80 % suivant les substances, les abattements étant élevés même sur les substances dissoutes. Un effet d'adsorption et/ou d'infiltration est suspecté, complété après la pluie par des phénomènes de photolyse ou de phytoremédiation.

Des abattements moindres ont été observés sur le site Sud pour lequel les temps de séjour dans les techniques alternatives étaient les plus faibles.

Il est important de noter que la réduction en masse est importante, mais parfois peu visible sur les concentrations en sortie, car elle est assortie d'une réduction importante des volumes d'eaux pluviales. 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.

Le stockage des eaux pluviales dans le jardin public, après 10 ans de fonctionnement, n'a induit aucune contamination visible des sols. Les dépôts et sols échantillonnés sont peu contaminés, notamment par rapport aux PNEC sédiments.

23.3 Retombées opérationnelles

En termes de campagnes d'analyse Pour les gestionnaires, il est important de savoir si les eaux pluviales sont une voie d'introduction importante des substances prioritaires de la DCE. En effet, la réglementation impose de plus en plus de surveiller ces substances. Or l'analyse d'un grand nombre de contaminants coûte cher, et il est intéressant pour eux d'identifier les substances les plus pertinentes. Les plus présentes dans les eaux pluviales amont sont les HAP, les nonylphénols, les phtalates, les métaux traces, et certains pesticides (métaldéhyde, diuron, isoproturon, glyphosate, AMPA, dieldrine et atrazine).

Il est également important de porter une attention particulière aux limites de quantification des laboratoires prestataires, et de les comparer aux normes environnementales.

En termes de choix des modes de gestion des eaux pluviales La gestion classique des eaux pluviales, basée sur la collecte du ruissellement dans un réseau séparatif et son transport vers des milieux récepteurs relativement distants, est peu favorable à la maîtrise des flux polluants. Les eaux pluviales à l'aval des grands réseaux séparatifs mélangent des eaux provenant de différents types d'occupation des sols, et avec des niveaux de contamination très différents, générant au final de très grands volumes d'eaux significativement

contaminés dont l'épuration n'est pas économiquement envisageable.

Une gestion des eaux de ruissellement à l'amont est à préconiser afin de pouvoir :

- évacuer localement les eaux peu contaminées (par infiltration de préférence, ou à défaut par rejet vers le réseau hydrographique local) sans les mélanger à des eaux fortement chargées, et en évitant les processus de contamination en réseau (mauvais branchements, remises en suspension de dépôts) ;
- traiter à la source, dans de petits ouvrages diffus et de conception simple, les volumes limités d'eaux de ruissellement fortement contaminées, en adaptant le choix de la technique de traitement à la source de la contamination et à ses spécificités. On pourra ainsi avoir recours à des substrats adsorbants pour traiter «en pied de gouttière» les polluants dissous issus des matériaux du bâtiment (exemple de la Suisse qui impose un traitement par adsorbants artificiels avant infiltration pour des surfaces métalliques de plus de 50 m² (Directive «VSA» de 2008)), ou à des massifs filtrants pour traiter les eaux plus chargées en contaminants particuliers des voiries.

Cette gestion à l'amont, pour être efficace en terme de réduction des polluants, ne peut pas se limiter à une régulation des débits et un rejet en temps différé vers le réseau, mais doit chercher à s'affranchir du transport des eaux vers l'aval. On pourra ainsi s'inspirer des systèmes de «rain gardens» et de «biorétention» promus aux USA et en Australie pour le traitement et l'infiltration à la parcelle des eaux de ruissellement peu contaminées ([EPA, 2000](#); [Dietz & Clausen, 2005](#)).

En termes de mise en œuvre et d'entretien des techniques alternatives L'étude a montré que certains bassins versants présentent des problèmes de fonctionnement du fait d'un défaut de mise en œuvre (conception et/ou construction). Il paraît nécessaire de porter une attention particulière à la réception des ouvrages, en particulier en faisant appel à des experts de la conception des techniques alternatives.

Le suivi et l'entretien des ouvrages sont des conditions nécessaires à leur bon fonctionnement. Pour améliorer la gestion des ouvrages, il est indispensable d'assurer le transfert des connaissances vers les gestionnaires, et de mettre en place des procédures de suivi précisant les actions de maintenance à mettre en œuvre.

En termes de conception des techniques alternatives À l'heure actuelle, la conception des techniques alternatives vise la lutte contre les inondations et la limitation des débits rejetés. Ce sont donc les événements exceptionnels qui sont considérés pour la conception et le dimensionnement des ouvrages. Il n'est pas prévu de stocker les événements fréquents. Or, dans le but d'améliorer la qualité des milieux, il est important d'intégrer les pluies fréquentes lors de la conception, en essayant de retenir autant que possible les petites pluies. Il faudrait utiliser un système de régulation qui retienne les pluies courantes sans

trop augmenter le volume à stocker pour les pluies décennales. Par exemple, le stockage des premiers millimètres de pluie pourraient systématiquement être fait dans un matériau poreux ou une zone végétale, sans rejet au réseau, mais avec une vidange par infiltration et/ou évapotranspiration. Ce système aurait par exemple pu être utilisé à la place des noues pavées. Les cunettes de réessuyages sont souvent préconisées pour éviter la stagnation de l'eau après la pluie, mais apparaissent peu favorables pour traiter la contamination des pluies fréquentes car elles limitent l'infiltration des faibles pluies, augmentent leur vitesse d'écoulement, et donc limitent le temps de séjour dans l'ouvrage.

Enfin, lors de la conception des techniques alternatives, il est important de choisir les matériaux utilisés avec attention, puisque l'eau est susceptible de lessiver les contaminants des ouvrages, son temps de séjour étant augmenté. Si un stockage est fait dans un jardin, il faut vérifier que le sol n'est pas contaminé et les matériaux des mobiliers urbains ne doivent pas contenir de substances potentiellement polluantes (biocides, additifs aux peintures, retardateurs de flamme). Il faut par exemple éviter les bancs galvanisés, et les pesticides dans les zones de stockage.

23.4 Perspectives de recherche

23.4.1 Des questions en suspens...

Certaines questions restent en effet en suspens à l'issue de ce travail, notamment au niveau des voies d'introduction de certains contaminants :

- D'où viennent les HAP produits sur le site Jardin ?
- D'où vient le plomb sur le site Référence ? Pourquoi le modèle de [Robert-Sainte \(2009\)](#) ne permet-il pas de reproduire les valeurs mesurées ?
- D'où provient l'incohérence entre les masses de MES mesurées dans les voies d'introduction et les masses mesurées à l'exutoire de Référence ?

Des questions se posent également sur les processus de transfert dans les ouvrages :

- Que deviennent les volumes d'eau perdus ?
- Quels processus sont impliqués dans la rétention des contaminants dans les techniques alternatives ?

Une enquête plus poussée permettrait d'affiner les fonctions de production décrites au chapitre 18. Pour les HAP du jardin, l'analyse de fragments des passerelles en bois et des particules fines du sol est en cours. Pour le plomb, une visite des toits et terrasses du bassin versant permettrait d'améliorer les connaissances sur les surfaces d'éléments singuliers. Pour les MES sur Référence, une recherche d'éventuels stocks dans le réseau est nécessaire. En l'absence de dépôts, la variabilité des émissions de MES d'une parcelle bâtie à une autre

sera à étudier.

Nos résultats ont mis en évidence une importante réduction du volume d'eau dans les techniques alternatives, y compris sur Nord qui fait appel à un stockage enterré maçonné. Pour mieux comprendre le devenir de ces eaux, un bilan hydrologique précis s'impose.

Pour l'étude du devenir des contaminants plusieurs approches pourraient être envisagées :

- Caractérisation fine des particules dans les sources, aux exutoires et dans les dépôts, par microscopie à balayage couplée à une sonde X, par étude de la granulométrie et de la séparation par classes de vitesse de chute.
- Approche par traceurs (réalisation de spectres (par échantillon) prenant en compte tous les contaminants) dans les sources, aux exutoires, dans les sols et dans les dépôts (ce qui pourrait mettre en évidence les comportements des différentes familles de contaminants les unes par rapport aux autres).
- Bilan de masse sur certains ouvrages (dans le cas de la canalisation de Nord, des bilans de masse pourraient être faits entre les stocks de contaminants observés dans les techniques alternatives, les masses simulées en entrée, et les masses mesurées en sortie). Dans cet objectif, la masse sèche de dépôt doit être évaluée à partir des estimations des volumes de dépôts, et d'une mesure de la teneur en eau de ces dépôts.

De plus la base de données acquise au cours de ce travail de thèse est importante, et son exploitation pourrait être continuée. Par exemple, seuls trois métaux des 15 analysés ont été exploités, le même travail pourrait être fait sur les autres.

23.4.2 Pour aller plus loin...

Comprendre et modéliser les émissions de contaminants pour mieux les gérer

Les connaissances sur la production de contaminants dans les bassins versants est limitée, et l'amélioration de la modélisation des émissions est nécessaire. Plusieurs pistes sont à creuser :

Les apports atmosphériques sont importants pour certains contaminants et demandent à être quantifiés avec plus de précision : au niveau de la variabilité spatiale, et au niveau des processus de dépôt et de remobilisation qui peuvent être différents en fonction des surfaces. Ces questions seront abordées par le projet INOGEV mené par le réseau HURRBIS.

Les apports de micropolluants organiques par les matériaux de construction et par le trafic automobile sont insuffisamment documentés à ce jour. Une meilleure connaissance des molécules susceptibles d'être émises, des taux d'émission, et des processus en jeu, est nécessaire dans un objectif de modélisation des flux à l'échelle des bassins versants

urbains. Ces apports pourraient être évalués pour chaque élément en combinant deux types d'approche : d'un point de vue théorique en utilisant des méthodes de «Substances Flow Analysis», et d'un point de vue empirique par des tests de lixiviation, des bancs d'essais et des échantillonnages.

Pour modéliser le transfert des polluants à l'échelle des bassins versants urbains, il convient d'intégrer aussi les processus épuratoires dans les modèles.

Modéliser le fonctionnement hydraulique des techniques alternatives...

...à l'échelle locale

Les méthodes de dimensionnement usuelles des techniques alternatives se basent sur des approches très simplifiées, en considérant notamment :

- des coefficients de ruissellement constants et relativement élevés, correspondants aux coefficients de ruissellement attendus pour des pluies exceptionnelles.
- des débits de fuite constants.

Si ces approches permettent une évaluation correcte des volumes à stocker pour les pluies exceptionnelles, correspondant aux objectifs de lutte contre les inondations, elles ne permettent pas d'appréhender correctement le fonctionnement du système pour les pluies courantes, correspondant aux objectifs de réduction des flux polluants. Pour ces pluies, nos résultats ont montré des débits de fuite très variables et des coefficients de ruissellement pouvant être beaucoup plus faibles que ceux considérés dans le dimensionnement. L'évaluation correcte pour les pluies de faible période de retour, des volumes stockés, des seuils d'inondabilité, des temps de séjour dans les ouvrages, nécessite le développement d'outils plus performants de simulation du fonctionnement hydrologique et hydraulique du bassin versant d'apport et des ouvrages.

...à l'échelle urbaine

Les impacts hydrauliques observés à l'échelle d'un bassin versant amont posent la question de l'effet d'une généralisation de l'utilisation des techniques alternatives à l'échelle des grands bassins versants.

Cette étude a mis en évidence que les techniques alternatives étalent et décalent les rejets. Ceci peut avoir un effet pervers à l'aval si tous les pics décalés arrivent en même temps à l'exutoire, entraînant une surcharge du réseau. Cette problématique fait partie du projet de recherche de Guido Petrucci qui est en thèse au Leesu.

Concevoir les techniques alternatives dépolluantes

Les techniques alternatives étudiées dans notre étude ont été conçues dans des objectifs hydrauliques de lutte contre les inondations. L'abattement observé sur les contaminants est

essentiellement lié à la perte d'eau. Si ces techniques étaient conçues pour la dépollution, de vrais phénomènes d'épuration pourraient être observés.

La conception de techniques alternatives encore plus dépolluantes est une perspective de recherche intéressante. Ce travail a donné des premières pistes sur le type d'événements pluvieux à traiter et sur la conception du fonctionnement hydraulique. La capacité d'épuration des ouvrages pourrait être améliorée par des temps de séjour suffisants, et par une bonne connaissance des mécanismes d'élimination de la contamination. Le projet ScorePP propose une approche théorique de ces processus qui pourrait être complétée expérimentalement. Pour améliorer l'interception de la fraction dissoute, des études de cinétique d'adsorption entre les substances étudiées et les différents substrats avec lesquels elles sont en contact dans les techniques alternatives (parois des stockage, fonds des noues) seraient utiles. Pour mieux intercepter les fractions particulaires, il faudrait étudier la décantabilité des micropolluants liés aux particules. Enfin, une étude plus poussée des mécanismes de dégradation pourrait également être intéressante. Toutes ces études pourraient être réalisées sur bancs d'essais en laboratoire.

Une des techniques alternatives à la mode en ce moment est la toiture végétalisée, qui est censée diminuer les volumes ruisselés et avoir un effet épuratoire. Mais peu de données montrent et quantifient ces effets. Ces questions sont abordées dans un projet de recherche mené par le Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB), le Leesu et le Centre Technique (CETE) d'Île-de-France : le projet TVGEP (Toiture Végétalisée pour la Gestion des Eaux Pluviales). Ce projet vise à vérifier la réduction des volumes ruisselés, la rétention de la pollution atmosphérique, l'émission de contaminants par les matériaux et l'entretien du toit, et à évaluer l'effet d'une généralisation de la technique à l'échelle d'un grand bassin versant.

Avoir une approche globale des problèmes

Les réflexions engagées dans ce travail utilisent essentiellement une approche technique, et montrent que les aspects quantitatifs et qualitatifs ne peuvent pas être dissociés pour améliorer la gestion des eaux pluviales. Le modèle du génie civil fait aujourd'hui la place au modèle du génie environnemental avec la mise en place de solutions déconcentrées aux objectifs multiples.

Toutefois ce changement de vision conceptuelle s'accompagne aussi d'une évolution du rapport entre l'habitant de la ville et la gestion des eaux pluviales. À l'oubli, caractérisé par l'engouffrement sous la terre, succède la conscience, traduite par l'apparition en surface des eaux pluviales et leur rémanence dans le paysage, sur des durées largement supérieures à celles des épisodes pluvieux.

L'interaction entre les eaux pluviales, les structures qui les gèrent et la société devient alors fondamentale. Nous ne l'avons pas prise en compte dans notre travail déjà largement

multidisciplinaire, mais limité au fonctionnement physique et biogéochimique du cycle de l'eau.

Les solutions techniques proposées doivent donc être discutées à la lumière de leur applicabilité au niveau politique. En effet les solutions les plus adaptées sont complexes, et peuvent donc avoir un coût important pour les collectivités, au niveau de leur mise en place comme de leur entretien. La durabilité des ouvrages nécessite leur prise en compte dans l'organisation des services de gestion de l'eau afin d'améliorer le transfert des connaissances et le suivi des ouvrages. La descente en échelle, et la remontée vers l'amont des bassins versants, donc vers les parcelles privées, des techniques alternatives, que l'on perçoit déjà, va amener à une nécessaire approche beaucoup plus globale de ces techniques, impliquant la sociologie, voire l'anthropologie. Des risques sont en effet à craindre d'un rejet de ces techniques, si par exemple le contrôle se fait sur la parcelle privée, considérée comme une ingérence inacceptable.

En conclusion l'assainissement des eaux pluviales mérite une vision globale pour répondre à des enjeux qualitatifs et quantitatifs, et proposer des solutions pérennes vis à vis des politiques de gestion de l'eau. Des premières approches dans ce cadre ont été déjà effectuées, dans le projet Daywater par exemple. Elles devront être poursuivies et amplifiées à l'avenir, pour que ce nouveau modèle de la gestion décentralisée des eaux pluviales s'avère un succès.

Bibliographie

- Ahlman, S., 2006. Modelling of substance flows in urban drainage systems. Thèse de doctorat, Chalmers university of technology, Sweden.
- Aires, N., Cavailles, E., 2009. Les techniques de contrôle des flux polluants dès la source du ruissellement : retour d'expérience technico-économique en Ile-de-France. *Techniques Sciences et Méthodes* 132 (6), 69–76.
- Aires, N., Chebbo, G., Tabuchi, J.-P., Battaglia, P., 2003. Dépollution des polluants urbains de temps de pluie en bassin de stockage-décantation. *Techniques Sciences et Méthodes* 12, 70–86.
- Arambourou, H., 2008. Caractérisation du fonctionnement d'un ouvrage de stockage décantation des eaux pluviales urbaines : cas de la galerie de stockage décantation Tolbiac-Masséna. Rapport technique, Stage de master 2 recherche - Cereve.
- Atasi, K., Fujita, G., Le Platte, G., Hufnagel, C., Keeler, G., Graney, J., Chen, T., 2001. Impact of atmospheric deposition on the headworks of a wastewater treatment plant - a case study. *Water Science and Technology* 43 (5), 223–229.
- Ayrault, S., Lefevre, I., Bonte, P., Priadi, C., Carbonaro-Leste, L., Mouchel, J. M., Lorgeoux, C., Djouarev, I., Gasperi, J., Moilleron, R., Tassin, B., 2010. Archives sédimentaires, témoignages de l'histoire du développement du bassin. Rapport technique, Programme Piren Seine.
- Azimi, S., 2004. Sources, flux et bilan des retombées atmosphériques de métaux en Ile-de-France. Thèse de doctorat, Université Paris XII - Val de Marne.
- Azimi, S., Rocher, V., Muller, M., Moilleron, R., Thevenot, D. R., 2005. Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France). *Science of the total environment* 337 (1-3), 223–239.
- Azzout, Y., Barraud, S., Cres, F., Alfahki, E., 1994. Techniques alternatives en assainissement pluvial. Tec & Doc, Lavoisier.

- Babut, M., Miège, C., 2007. Contaminations des poissons et des sédiments du Rhône par les polychlorobiphényles - synthèse des données recueillies en 2005-2006. Rapport technique, Cemagref.
- Becouze, C. and Dembélé, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Coquery, M., C., C., 2008. évaluation des flux de polluants prioritaires dans les rejets urbains de temps de pluie. In : Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine. Nancy, pp. 103–110.
- Becue, A., Nguyen, R., 2005. étude de l'analyse des alkylphénols. Rapport technique, Ineris.
- Bengtsson, L., Grahn, L., Olsson, J., 2005. Hydrological function of a thin extensive green roof in southern Sweden. *Nordic Hydrology* 36 (3), 259–268.
- 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., Andrieu, H., Dupont, S., Mestayer, P., 2006. Comparison of two evapotranspiration schemes on a sub-urban site. *Journal of Hydrology* 328, 635–646.
- Berthier, E., Rodriguez, F., Andrieu, H., Raimbault, G., 2001. Les limites du schéma à pertes initiales et coefficient de ruissellement pour la simulation des événements pluvieux courants. In : Novatech. pp. 869–876.
- Bertrand-Krajewski, J., Laplace, D., Joannis, C., Chebbo, G., 2000. Mesures en hydrologie urbaine et assainissement. Tec & Doc, Lavoisier.
- Bester, K., Scholes, L., Wahlberg, C., Mcardell, C., 2008. Sources and mass flows of xenobiotics in urban water cycles - an overview on current knowledge and data gaps. *Water, Air, & Soil Pollution : Focus* 8 (5), 407–423.
- Björklund, K., 2009. Phthalates and nonylphenols in stormwater : A substance flow analysis. In : Xenowac. Cyprus.
- Björklund, K., Cousins, A. P., Stromvall, A.-M., Malmqvist, P.-A., 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runoff : Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of the Total Environment* 407 (16), 4665–4672.
- Blanchard, M., Teil, M. J., Chevreuil, M., 2006. The seasonal fate of PCBs in ambient air and atmospheric deposition in northern France. *Journal of Atmospheric Chemistry* 53 (2), 123–144.

- Blanchard, M., Teil, M.-J., Ollivon, D., Garban, B., Chestérikoff, C., Chevreuil, M., 2001. Origin and distribution of polyaromatic hydrocarbons and polychlorobiphenyls in urban effluents to wastewater treatment plants of the Paris area (France). *Water Research* 35 (15), 3679 – 3687.
- Boller, M., 2004. Towards sustainable urban stormwater management. *Creative Water and Wastewater Treatment Technologies for Densely Populated Urban Areas* 4 (1), 55–65.
- Boller, M., Steiner, M., 2002. Diffuse emission and control of copper in urban surface runoff. *Water Science and Technology* 46 (6-7), 173–181.
- Borja, J., Taleon, D., Auresenia, J., Gallardo, S., 2005. Polychlorinated biphenyls and their biodegradation. *Process Biochemistry* 40 (6), 1999–2013.
- Bouchez, M., Blanchet, D., Vandecasteele, J. P., Haeseler, F., 1996. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'environnement. *Revue de l'Institut Français du Pétrole* 51 (3), 407–419.
- Boving, T. B., Stolt, M. H., Augenstern, J., Brosnan, B., 2008. Potential for localized groundwater contamination in a porous pavement parking lot setting in Rhode Island. *Environmental Geology* 55 (3), 571–582.
- Boyd, M. J., Bufill, M. C., Knee, R. M., 1993. Pervious and impervious runoff in urban catchments. *Hydrological sciences journal - Journal des sciences hydrologiques* 38 (6), 463–478.
- Breivik, K., Sweetman, A., Pacyna, J. M., Jones, K. C., 2007. Towards a global historical emission inventory for selected PCB congeners - A mass balance approach-3. An update. *Science of the Total Environment* 377 (2-3), 296–307.
- Bressy, A., Gromaire, M., Robert-Sainte, P., Saad, M., Chebbo, G., 2009. Gestion à l'amont des eaux pluviales. Incidence sur les flux hydrauliques et la contamination métallique. *Techniques Sciences Méthodes* 7/8, 78–86.
- Brombach, H., Weiss, G., Fuchs, S., 2005. A new database on urban runoff pollution : comparison of separate and combined sewer systems. *Water Science and Technology* 51 (2), 119–128.
- Brown, J. N., Peake, B. M., 2006. Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the total environment* 359 (1-3), 145–155.
- Budzinski, H., Jones, I., Bellocq, J., Piérard, C., Garrigues, P., 1997. Evaluation of sediment contamination by polycyclic aromatic hydrocarbons in the Gironde estuary. *Marine Chemistry* 58 (1-2), 85 – 97.

- Buffleben, M., Zayeed, K., Kimbrough, D., Stenstrom, M., Suffet, I., 2002. Evaluation of urban non-point source runoff of hazardous metals entering Santa Monica Bay, California. *Water Science and Technology* 45 (9), 263–268.
- Burton, G. A., Pitt, R., 2001. Stormwater effects handbook : a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers. Lewis Publishers.
- Cachot, J., Geffard, O., Augagneur, S., Lacroix, S., Menach, K. L., Peluhet, L., Couteau, J., Denier, X., Devier, M., Pottier, D., Budzinski, H., 2006. Evidence of genotoxicity related to high PAH content of sediments in the upper part of the Seine estuary (Normandy, France). *Aquatic Toxicology* 79 (3), 257 – 267.
- Cailleaud, K., Forget-Leray, J., Souissi, S., Hilde, D., LeMenach, K., Budzinski, H., 2007. Seasonal variations of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species *Eurytemora affinis* (Calanoida, copepoda). Part 1 : PCBs and PAHs. *Chemosphere* 70 (2), 270–280.
- Cailleaud, K., Forget-Leray, J., Souissi, S., Lardy, S., Augagneur, S., Budzinski, H., 2007. Seasonal variation of hydrophobic organic contaminant concentrations in the water-column of the Seine Estuary and their transfer to a planktonic species *Eurytemora affinis* (Calanoida, copepod). Part 2 : Alkylphenol-polyethoxylates. *Chemosphere* 70 (2), 281–287.
- Calabro, P., Viviani, G., 2006. Simulation of the operation of detention tanks. *Water Research* 40 (1), 83–90.
- Carter, T. L., Rasmussen, T. C., 2006. Hydrologic behavior of vegetated roofs. *Journal of the American Water Resources Association* 42 (5), 1261–1274.
- Castro-Jiménez, J., Dueri, S., Eisenreich, S., Mariani, G., Skejo, H., Umlauf, G., Zaldívar, J., 2009. Polychlorinated biphenyls (PCBs) in the atmosphere of sub-alpine northern Italy. *Environmental Pollution* 157 (3), 1024 – 1032.
- Chebbo, G., 1992. Solides des rejets pluvieux urbains. Caractérisation et traitabilité. Thèse de doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées.
- 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 et Méthodes* 11.
- Cheng, S., 2003. Heavy metals in plants and phytoremediation - A state-of-the-art report with special reference to literature published in Chinese journals. *Environmental Science and Pollution Research* 10 (5), 335–340.

- Chocat, B., 1997. Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement. Tec & Doc, Lavoisier.
- Choe, J. S., Bang, K. W., Lee, J. H., 2002. Characterization of surface runoff in urban areas. *Water Science and Technology* 45 (9), 249–254.
- Chrysikou, L., Gemenetzi, P., Kouras, A., Manoli, E., Terzi, E., Samara, C., 2008. Distribution of persistent organic pollutants, polycyclic aromatic hydrocarbons and trace elements in soil and vegetation following a large scale landfill fire in northern Greece. *Environment International* 34 (2), 210–225.
- Cincinelli, A., Mandorlo, S., Dickhut, R., Lepri, L., 2003. Particulate organic compounds in the atmosphere surrounding an industrialised area of Prato (Italy). *Atmospheric Environment* 37 (22), 3125–3133.
- 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.
- Coombes, P. J., Kuczera, G., Kalma, J. D., Argue, J. R., 2002. An evaluation of the benefits of source control measures at the regional scale. *Urban Water* 4 (4), 307 – 320.
- Coquery, M., Choubert, J.-M., Miège, C., Esperanza, M., 2009. Analyse de micropolluants prioritaires et émergents dans les rejets et les eaux superficielles, journées de restitution technique du projet Ampere.
- Coquery, M., Morin, A., Becue, A., Lepot, B., 2005. Priority substances of the European Water Framework Directive : analytical challenges in monitoring water quality. *Trac-Trends in Analytical Chemistry* 24 (2), 117–127.
- Cornelissen, G., Pettersen, A., Nesse, E., Eek, E., Helland, A., Breedveld, G. D., 2008. The contribution of urban runoff to organic contaminant levels in harbour sediments near two Norwegian cities. *Marine Pollution Bulletin* 56 (3), 565 – 573.
- Corsi, S. R., Harwell, G. R., Geis, S. W., Bergman, D., 2006. Impacts of aircraft deicer and anti-icer runoff on receiving waters from Dallas/Fort Worth International Airport, Texas, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25 (11), 2890–2900.
- CSTC, 2006. Toitures vertes : évacuation des eaux pluviales. Les dossiers du CSTC 2.
- Dachs, J., Van Ry, D., Eisenreich, S., 1999. Occurrence of estrogenic nonylphenols in the urban and coastal atmosphere of the lower Hudson River estuary. *Environmental Science and Technology* 33 (15), 2676–2679.

- Daligault, A., Ranchet, J., Aires, N., Lucas, E., Ciccione, M., Damour, A., Nougarede, F., Raimbault, G., Teillot, J., 2001. Suivi expérimental de chaussées à structure réservoir à Verneuil-sur-Seine (France). In : Proceedings of the 4th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, Novatech. Vol. 1. Lyon, France, pp. 409–416.
- Dargnat, C., Blanchard, M., Chevreuil, M., Teil, M. J., 2009. Occurrence of phthalate esters in the Seine River estuary (France). *Hydrological Processes* 23 (8), 1192–1201.
- Davies, H., Hollis, T., 1981. Measurements of rainfall-runoff volume relationships and water balance for roofs and roads. Second International Conference on Urban Storm Drainage, 434–441.
- Davis, A. P., Shokouhian, M., Ni, S. B., 2001. Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* 44 (5), 997–1009.
- Daywater, 2003. Review of the Use of stormwater BMPs in Europe. Rapport technique.
- 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.
- Dembélé, A., Becouze, C., Bertrand-Krajewski, J.-L., Cren-Olivé, C., Barillon, B., Coquery, M., 2009. Quantification des polluants prioritaires dans les rejets urbains de temps de pluie, les premiers résultats du projet de recherche Esprit mené sur deux bassins versants. *Techniques Sciences Méthodes* 4, 60–76.
- Dietz, M., Clausen, J., 2005. A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. *Water Air and Soil Pollution* 167 (1-4), 123–138.
- Douay, F., Pruvot, C., Roussel, H., Ciesielski, H., Fourrier, H., Proix, N., Waterlot, C., 2008. Contamination of urban soils in an area of Northern France polluted by dust emissions of two smelters. *Water Air and Soil Pollution* 188 (1-4), 247–260.
- Drapper, D., Tomlinson, R., Williams, P., 2000. Pollutant concentrations in road runoff : Southeast Queensland case study. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 126 (4), 313–320.
- Dubus, I., Hollis, J.M. and Brown, C., 2000. Pesticides in rainfall in Europe. *Environmental Pollution* 110, 331–344.
- Duncan, H. P., 1999. Urban stormwater quality : a statistical overview. Rapport technique.
- Durand, C., Ruban, V., Ambles, A., Oudot, J., 2004. Characterization of the organic matter of sludge : determination of lipids, hydrocarbons and PAHs from road retention/infiltration ponds in France. *Environmental Pollution* 132 (3), 375–384.

- ECB, 2002. Risk assessment : 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol. Rapport technique, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, eUR 20387 EN.
- Ellis, J., Mitchell, G., 2006. Urban diffuse pollution : key data information approaches for the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal* 20 (1), 19–26.
- EPA, 2000. National conference on tools for urban water resource management and protection. Chicago.
- Eriksson, E., Baun, A., Mikkelsen, P., Ledin, A., 2005. Chemical hazard identification and assessment tool for evaluation of stormwater priority pollutants. *Water Science and Technology* 51 (2), 47–55.
- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., Mikkelsen, P. S., 2007. Selected stormwater priority pollutants - a European perspective. *Science of the total environment* 383 (1-3), 41–51.
- Field, R., Heaney, J. P., Pitt, R., 2000. Innovative urban wet-weather flow management systems. Technomic.
- Forster, J., 1999. Variability of roof runoff quality. *Water Science and Technology* 39 (5), 137–144.
- Foulquier, A., 2009. écologie fonctionnelle dans les nappes phréatiques : liens entre flux de matière organique, activité et biodiversité biologiques. Thèse de doctorat, Université Lyon I, France.
- Fries, E., Puttmann, W., 2004. Occurrence of 4-nonylphenol in rain and snow. *Atmospheric Environment* 38 (13), 2013–2016.
- Fuchs, S., Brombach, H., Weiss, G., 2004. New database on urban runoff pollution. In : Novatech. Lyon, France.
- Garnaud, S., 1999. Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain. Thèse de doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées.
- Garnaud, S., Mouchel, J.-M., Chebbo, G., Thévenot, D. R., 1999. Heavy metal concentrations in dry and wet atmospheric deposits in Paris district : comparison with urban runoff. *The Science of the total environment* 235 (1-3), 235 – 245.
- Gasperi, J., 2006. évolution spatiale de la pollution en hydrocarbures dans les réseaux d'assainissement unitaires. Thèse de doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées.

- Gasperi, J., Garnaud, S., Rocher, V., Moilleron, R., 2009. Priority pollutants in surface waters and settleable particles within a densely urbanised area : Case study of Paris (France). *Science of the Total Environment* 407 (8), 2900 – 2908.
- Gasperi, J., Kafi-Benyahia, M., 2006. Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie. *TSM* 11.
- Göbel, P., Dierkes, C., Coldewey, W., 2007. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 91 (1-2), 26 – 42.
- Giacomazzi, 2004. Environmental impact of diuron transformation : a review. *Chemosphere* 56, 1021–1032.
- Giger, W., Brunner, P., Schaffner, C., 1984. 4-Nonylphenol in sewage-sludge. Accumulation of toxic metabolites from nonionic surfactants. *Science* 225 (4662), 623–625.
- Gnecco, I., Berretta, C., Lanza, L., La Barbera, P., 2005. Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmospheric Research* 77 (1-4), 60–73.
- Goonetilleke, A., Thomas, E., Ginn, S., Gilbert, D., 2005. Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. *Journal of Environmental Management* 74 (1), 31 – 42.
- Gromaire, M., 1998. La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire : Caractéristiques et origines. Thèse de doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées.
- Gromaire, M., 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., Garnaud, S., Moilleron, R., Chebbo, G., 2001. Contribution des différentes sources à la pollution des effluents unitaires de temps de pluie. *Techniques, Sciences, Méthodes* 5.
- Gromaire, M., Kafi-Benyahia, M., Gasperi, J., Saad, M., Moilleron, R., Chebbo, G., 2006. Vitesse de sédimentation des polluants particuliers des effluents unitaires de temps de pluie. *Techniques, Sciences, Méthodes* 11.
- 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.
- Gryniewicz, M., 2003. Pesticides in precipitation from an urban region in Poland between 1998 and 2000. *Water Air and Soil Pollution* 149, 3–16.

- Haitzer, M., Hoss, S., Traunsperger, W., Steinberg, C., 1998. Effects of dissolved organic matter (DOM) on the bioconcentration of organic chemicals in aquatic organisms.
- Hamilton, G., Waddington, D., 1999. Infiltration rates on residential lawns in central Pennsylvania. *Journal of soil and water conservation* 54 (3), 564–568.
- Heijerick, D. G., Janssen, C. R., Karlén, C., Wallinder, I. O., Leygraf, C., 2002. Bioavailability of zinc in runoff water from roofing materials. *Chemosphere* 47 (10), 1073 – 1080.
- Herngren, L., Goonetilleke, A., Ayoko, G. A., 2005. Understanding heavy metal and suspended solids relationships in urban stormwater using simulated rainfall. *Journal of Environmental Management* 76 (2), 149 – 158.
- Hollis, G., Ovenden, J., 1988. One year irrigation experiment to assess losses and runoff volume relationships for a residential road in Hertfordshire, England. *Hydrological Processes*, 61–74.
- Hwang, H.-M., Foster, G. D., 2006. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff flowing into the tidal Anacostia River, Washington, DC, USA. *Environmental Pollution* 140 (3), 416 – 426.
- Hwang, H. M., Foster, G. D., 2008. Polychlorinated biphenyls in stormwater runoff entering the tidal Anacostia River, Washington, DC, through small urban catchments and combined sewer outfalls. *Journal of Environmental Science and Health Part a-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 43 (6), 567–575.
- Ineris, 2005a. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. Rapport technique.
- Ineris, 2005b. Nonylphenols et ethoxylates. Rapport technique.
- Isobe, T., Nishiyama, H., Nakashima, A., Takada, H., 2001. Distribution and Behavior of Nonylphenol, Octylphenol, and Nonylphenol Monoethoxylate in Tokyo Metropolitan Area : Their Association with Aquatic Particles and Sedimentary Distributions. *Environ. Sci. Technol.* 35 (6), 1041–1049.
- Jartun, M., Ottesen, R., Steinnes, E., T., V., 2008. Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps. *Science of the total environment* 396 (2-3), 147–163.
- Jefferies, C., 2003. SUDS in Scotland - The monitoring programme of the Scottish universities SUDS monitoring group. Rapport technique, Scotland & Northern Ireland forum for environmental research report No SR (02).

- Jefferies, C., Wild, T., D'Arcy, B., McLean, N., 2004. Assessing the performance of SUDS for the management and control of surface water runoff in Scotland. In : Novatech.
- JO, 1998. Arrêté du 08/01/98 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 08/12/97 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées. Journal officiel.
- Jobling, S., Sheahan, D., Osborne, J., Matthiessen, P., Sumpter, J., 1996. Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15 (2), 194–202.
- John, D., House, W., White, G., 2000. Environmental fate of nonylphenol ethoxylates : Differential adsorption of homologs to components of river sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19 (2), 293–300.
- Jung, S., 2009. Impacts des rejets urbains sur les milieux aquatiques. Analyse historique de la contamination urbaine dans les sédiments du lac du Bourget (Savoie, France) et du bassin de Pampulha (Belo Horizonte, Brésil). Thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Kafi-Benyahia, M., 2006. Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines de la pollution de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire. Thèse de doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées.
- Krein, A., Schorer, M., 2000. Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediments. *Water Research* 34 (16), 4110–4115.
- Kueh, C., Lam, J., 2008. Monitoring of toxic substances in the Hong Kong marine environment. *Marine Pollution Bulletin* 57 (6-12), 744 – 757.
- Lamprea, K., 2009. Caractérisation des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains. Thèse de doctorat, Université de Nantes.
- Lang, Q. Y., Zhang, Q., Jaffe, R., 2002. Organic aerosols in the Miami area, USA : temporal variability of atmospheric particles and wet/dry deposition. *Chemosphere* 47 (4), 427–441.
- Larmet, H., 2007. Mobilisation et transfert de Zn, Cd, cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales : influence des conditions hydrodynamiques. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble I, France.
- Lau, S. L., Stenstrom, M. K., 2005. Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Research* 39 (17), 4083–4092.

BIBLIOGRAPHIE

- Lawrence, A., McAlister, A., 2004. Strategic based selection of urban water. In : Novatech.
- Lee, J. H., Bang, K. W., 2000. Characterization of urban stormwater runoff. *Water Research* 34 (6), 1773–1780.
- Legret, M., 1996. Effects of porous pavement with reservoir structure on the quality of runoff water and soil. *The Science of the Total Environment* 189/190, 335–340.
- Legret, M., 2001. Pollution et impact d'eaux de ruissellement de chaussées. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées.
- 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.
- Lemonsu, A., Masson, V., Berthier, E., 2007. Improvement of the hydrological component of an urban soil-vegetation-atmosphere-transfer model. *Hydrological Processes* 21, 2100–2111.
- Li, N., Wania, F., Lei, Y., Daly, G., 2003. A comprehensive and critical compilation, evaluation, and selection of physical-chemical property data for selected polychlorinated biphenyls. *Journal of physical and chemical reference data* 32 (4), 1545–1590.
- Mason, Y., Ammann, A., Ulrich, A., Sigg, L., 1999. Behavior of heavy metals, nutrients, and major components during roof runoff infiltration. *Environmental Science & Technology* 33 (10), 1588–1597.
- Månsson, N., Sörme, L. and Wahlberg, C., Bergbäck, B., 2008. Sources of Alkylphenols and Alkylphenol Ethoxylates in Wastewater - A Substance Flow Analysis in Stockholm, Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution : Focus* 8 (5-6), 445–456.
- Moon, H. B., Kannan, K., Lee, S. J., Ok, G., 2006. Atmospheric deposition of polycyclic aromatic hydrocarbons in an urban and a suburban area of Korea from 2002 to 2004. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 51 (4), 494–502.
- Moret, S., Purcaro, G., Conte, L. S., 2007. Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) content of soil and olives collected in areas contaminated with creosote released from old railway ties. *Science of the Total Environment* 386 (1-3), 1 – 8.
- Motelay-Massei, A., 2004. Distribution and spatioal trends of PAHs and PCBs in soil in the Seine River Basin, France. *Chemosphere* 55 (4), 555–565.
- Motelay-Massei, A., Garban, B., Phagne-Larcher, K., Chevreuil, M., Ollivon, D., 2006. Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France) : Transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet. *Water Research* 40 (10), 1995–2006.

- Murakami, M., Nakajima, F., Furumai, H., 2004. Modelling of runoff behaviour of particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from roads and roofs. *Water Research* 38 (20), 4475–4483.
- Murakami, M., Sato, N., Anegawa, A., Nakada, N., Harada, A., Komatsu, T., Takada, H., Tanaka, H., Ono, Y., Furumai, H., 2008. Multiple evaluations of the removal of pollutants in road runoff by soil infiltration. *Water Research* 42 (10-11), 2745 – 2755.
- Ngabe, B., Bidleman, T., Scott, G., 2000. Polycyclic aromatic hydrocarbons in storm runoff from urban and coastal South Carolina. *Science of the total environment* 255 (1-3), 1–9.
- Niachou, A., Papakonstantinou, K., Santamouris, M., Tsangrassoulis, A., Mihalakakou, G., 2001. Analysis of the green roof thermal properties and investigation of its energy performance. *Energy and Buildings* 33 (7), 719 – 729.
- Novotny, V., Witte, J. W., 1997. Ascertaining aquatic ecological risks of urban stormwater discharges. *Water Research* 31 (10), 2573 – 2585.
- Ollivon, D., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Garban, B., 2002. Atmospheric deposition of PAHs to an urban site, Paris, France. *Atmospheric Environment* 36 (17), 2891 – 2900.
- 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.
- Park, J., Wade, T., Sweet, S., 2002. Atmospheric deposition of PAHs, PCBs, and organochlorine pesticides to Corpus Christi Bay, Texas. *Atmospheric Environment* 36 (10), 1707–1720.
- Park, J.-S., Wade, T. L., Sweet, S., 2001. Atmospheric distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and deposition to Galveston Bay, Texas, USA. *Atmospheric Environment* 35 (19), 3241–3249.
- Park, S. Y., Choi, J., 2007. Cytotoxicity, genotoxicity and ecotoxicity assay using human cell and environmental species for the screening of the risk from pollutant exposure. *Environment International* 33 (6), 817–822.
- Patrolecco, L., Capri, S., De Angelis, S., Pagnotta, R., Polesello, S., Valsecchi, S., 2006. Partition of nonylphenol and related compounds among different aquatic compartments in Tiber River (Central Italy). *Water Air and Soil Pollution* 172 (1-4), 151–166.
- Piren-Seine, 1996. La micropollution organique dans le bassin de la Seine. Plaquette. Rapport technique, Programme Piren-Seine.

BIBLIOGRAPHIE

- Pitt, R., Maestre, A., Morquecho, R., 2004. The National Stormwater Quality Database (NSQD, version 1.1). Rapport technique, US Environmental Protection Agency.
- Quek, U., Forster, J., 1993. Trace-metals in roof runoff. *Water Air and Soil Pollution* 68 (3-4), 373–389.
- Ragab, R., Bromley, J., Rosier, P., J.D., C., Gash, J., 2003. Experimental study of water fluxes in a residential area : 2. Road infiltration, runoff and evaporation. *Hydrological Processes*, 2423–2437.
- Ramier, C., Berthier, E., Dangla, P., Andrieu, H., 2006. Study of the water budget of streets : experimentation and modelling. *Water Science & Technology* 54 (6-7), 41–48.
- Ray, A. B., Selvakumar, A., Tafuri, A. N., 2006. Removal of selected pollutants from aqueous media by hardwood mulch. *Journal of Hazardous Materials* 136 (2), 213–218.
- Rehwagen, M., Muller, A., Massolo, L., Herbarth, O., Ronco, A., 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with particles in ambient air from urban and industrial areas. *Science of the Total Environment* 348 (1-3), 199–210.
- Robert-Sainte, P., 2009. Impact des matériaux de toiture sur la contamination métallique des eaux pluviales urbaines. Thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Robert-Sainte, P., Gromaire, M., De Gouvello, B., Saad, M., Chebbo, G., submitted in 2009. Annual metallic flows in roof runoff from different materials : test bed scale in Paris Conurbation. *Environ. Sci. Technol.*
- Rocher, V., 2003. Introduction et stockage des hydrocarbures et des éléments traces métalliques dans le réseau d'assainissement unitaire parisien. Thèse de doctorat, Université Paris XII Val de Marne, France.
- Rocher, V., Azimi, S., Gasperi, J., Beuvin, L., Muller, M., Moilleron, R., Chebbo, G., 2004. Hydrocarbons and metals in atmospheric deposition and roof runoff in central Paris. *Water Air and Soil Pollution* 159 (1-4), 67–86.
- Rodriguez, F., Andrieu, H., Y., Z., 2000. Evaluation of a distributed model for urban catchments using a 7-year continuous data series. *Hydrological Processes* 14, 899–914.
- Rossi, L., 1998. Qualité des eaux de ruissellement urbaines. Phd thesis, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.
- Rossi, L., De Alencastro, L., Kupper, T., Tarradellas, J., 2004. Urban stormwater contamination by polychlorinated biphenyls (PCBs) and its importance for urban water systems in Switzerland. *Science of the Total Environment* 322 (1-3), 179–189.

- Ruban, V., Larrarte, F., Berthier, M., Favreau, L., Sauvourel, Y., Letellier, L., Mosisni, M., Raimbault, G., 2005. Quantitative and qualitative hydrologic balance for a suburban watershed with a separate sewer system (Nantes, France). *Water Science and Technology* 51 (2), 231–238.
- Rule, K., Comber, S., Ross, D., Thornton, A., Makropoulos, C., Rautiu, R., 2006. Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment. *Chemosphere* 63 (1), 64–72.
- Rule, K. L., Comber, S. D. W., Ross, D., Thornton, A., Makropoulos, C. K., Rautiu, R., 2006. Sources of priority substances entering an urban wastewater catchment - trace organic chemicals. *Chemosphere* 63 (4), 581–591.
- Saad, M., Mertz, M.-C., G, C., 1996. Protocoles de mesure des matières en suspension et des matières volatiles en suspension. Bassin versant expérimental du Marais. Rapport d'avancement. Rapport technique, Cergrene-Labam, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Sabin, L. D., Lim, J. H., Stolzenbach, K. D., Schiff, K. C., 2005. Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment. *Water Research* 39 (16), 3929–3937.
- 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. Phd thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France.
- Sansalone, J. J., Buchberger, S. G., 1997a. Characterization of solid and metal element distributions in urban highway stormwater. *Water Science and Technology* 36 (8-9), 155–160.
- Sansalone, J. J., Buchberger, S. G., 1997b. Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 123 (2), 134–143.
- Scheyer, A., 2004. Développement d'une méthode d'analyse par CPG/MS/MS de 27 pesticides identifiés dans les phases gazeuse, particulaire et liquide de l'atmosphère. Application à l'étude des variations spatio-temporelles des concentrations dans l'air et dans les eaux de pluie. Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg.
- Scholes, L., Revitt, D., Ellis, J., 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.

- Scholes, L., Revitt, D. M., Donner, E., Lützhof, H.-C. H., Eriksson, E., 2008a. Assessment of the removal potentials of selected EU WFD priority pollutants within stormwater best management practices. In : Proceedings of the 11th international conference on urban drainage. Edinburgh, Scotland.
- Scholes, L., Revitt, D. M., Ellis, J. B., 2008b. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management* 88 (3), 467–478.
- Scholes, L., Revitt, M., Gasperi, J., Donner, E., 2008c. Priority pollutant behaviour in stormwater Best Management Practices (BMPs). Rapport technique, ScorePP, Middlesex University.
- Scholes, L., Shutes, R., Revitt, D., Forshaw, M., Purchase, D., 1998. The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 214 (1-3), 211–219.
- Scholz, M., Grabowiecki, P., 2007. Review of permeable pavement systems. *Building and Environment* 42 (11), 3830 – 3836.
- Schwarzbauer, J., 2006. Organic contaminants in riverine and groundwater systems. Springer.
- Sheahan, D. A., Brighty, G. C., Daniel, M., Kirby, S. J., Hurst, M. R., Kennedy, J., Morris, S., Routledge, E. J., Sumpter, J. P., Waldock, M. J., 2002. Estrogenic activity measured in a sewage treatment works treating industrial inputs containing high concentrations of alkylphenolic compounds - a case study. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21 (3), 507–514.
- Soares, A., Guieysse, B., Jefferson, B., Cartmell, E., Lester, J. N., 2008. Nonylphenol in the environment : A critical review on occurrence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environment International* 34 (7), 1033–1049.
- Stein, E. D., Tiefenthaler, L. L., Schiff, K., 2006. Watershed-based sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban storm water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 373–385.
- Sterckeman, T., Douay, F., Baize, D., Fourrier, H., Proix, N., Schvartz, C., Carignan, J., 2006. Trace element distributions in soils developed in loess deposits from northern France. *European journal of soil science* 57 (3), 392–410.
- Stovin, V., 2007. Green roofs - getting sustainable drainage off the ground. In : Proceedings of the 6th international conference on sustainable techniques and strategies in urban water management. Vol. 1. Lyon, France, pp. 11–18.

- Taebi, A., Droste, R. L., 2004. Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater. *Science of the total environment* 327 (1-3), 175 – 184.
- Tasdemir, Y., Esen, F., 2007. Dry deposition fluxes and deposition velocities of PAHs at an urban site in Turkey. *Atmospheric Environment* 41 (6), 1288–1301.
- 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.
- Teil, M., Blanchard, M., Chevreuil, M., 2004. Atmospheric deposition of organochlorines (PCBs and pesticides) in northern France. *Chemosphere* 55 (4), 501–514.
- 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.
- Thomas, K. V., Hurst, M. R., Matthiessen, P., Sheahan, D., Williams, R. J., 2001. Toxicity characterisation of organic contaminants in stormwaters from an agricultural headwater stream in South East England. *Water Research* 35 (10), 2411 – 2416.
- Thévenot, D., 2006. Daywater, une recherche Européenne sur la gestion des eaux pluviales urbaines. In : *Actes des 17èmes Journées Scientifiques de l'Environnement : le Citoyen, la Ville et l'Environnement*. Créteil, France.
- Torno, H. C., 1984. The EPA nation wide urban runoff program (NURP). In : *Proceedings of the 3rd International Conference on Urban Storm Drainage*. Vol. 4. Göteborg, Sweden, pp. 1465–1474.
- Tusseau-Vuillemin, M.-H., Gourlay, C., Lorgeoux, C., Mouchel, J.-M., Buzier, R., Gilbin, R., Seidel, J.-L., Elbaz-Poulichet, F., 2007. Dissolved and bioavailable contaminants in the Seine river basin. *Science of the Total Environment* 375, 244–256.
- Urbonas, B., Roesner, L., Guo, C., 1996. Hydrology for optimal sizing of urban runoff treatment control systems. *Water Quality International* , 30–33.
- US-EPA, 1983. Results of the Nationwide Urban Runoff Program. Rapport technique, United States Environmental Protection Agency.
- Valiron, F., Tabuchi, J.-P., 1992. *Maîtrise de la pollution urbaine par temps de pluie*. Tec & Doc - Lavoisier.
- Van Metre, P. C., Mahler, B. J., 2003. The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams. *Chemosphere* 52 (10), 1727–1741.

- Van Ry, D. A., Dachs, J., Gigliotti, C. L., Brunciak, P. A., Nelson, E. D., Eisenreich, S. J., 2000. Atmospheric seasonal trends and environmental rate of alkylphenols in the lower Hudson River Estuary. *Environmental Science and Technology* 34 (12), 2410–2417.
- VanWoert, N., Rowe, D., Andresen, J., Rugh, C., Fernandez, R., Xiao, L., 2005. Green roof stormwater retention : Effects of roof surface, slope, and media depth. *Journal of Environmental Quality* 34 (3), 1036–1044.
- Vikelsee, J., Thomsen, M., Carlsen, L., 2002. Phthalates and nonylphenols in profiles of differently dressed soils. *Science of the Total Environment* 296 (1-3), 105–116.
- VSA, 2002. Évacuation des eaux pluviales. Directive sur l'infiltration, la rétention et l'évacuation des eaux pluviales dans les agglomérations. Association Suisse des professionnels de la protection des eaux. 120 pp, www.vsa.ch, Zürich. Rapport technique.
- Warren, N., Allan, I., Carter, J., House, W., Parker, A., 2003. Pesticides and other micro-organic contaminants in freshwater sedimentary environments - a review. *Applied Geochemistry* 18 (2), 159–194.
- Weiss, P. T., Gulliver, J. S., Erickson, A. J., 2007. Cost and pollutant removal of stormwater treatment practices. *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce* 133 (3), 218–229.
- Xanthopoulos, C., Hahn, H. H., 1990. Pollutants attached to particles from drainage areas. *Science of the Total Environment* 93, 441–448.
- Xanthopoulos, C., Hahn, H. H., 1992. Sources of pollution of stormwater runoff from urban areas. In : *Proceeding of the international conference NOVATECH'92*. Lyon, France, pp. 43–53.
- Xanthopoulos, C., Hahn, H. H., 1993. Anthropogenic pollutants wash-off from street surfaces. In : *Proceedings of ICUSD'93, 6th International Conference on urban storm drainage*. Niagara Falls, Canada, pp. 417–422.
- Xiao, Q. F., McPherson, E. G., 2009. Testing a bioswale to treat and reduce parking lot runoff. Rapport technique, United States Department of Agriculture.
- Xie, Z., Lakaschus, S., Ebinghaus, R., Caba, A., Ruck, W., 2006. Atmospheric concentrations and air-sea exchanges of nonylphenol, tertiary octylphenol and nonylphenol monoethoxylate in the north sea. *Environmental Pollution* 142 (1), 170–180.
- Ying, G. G., Williams, B., Kookana, R., 2002. Environmental fate of alkylphenols and alkylphenol ethoxylates - a review. *Environment International* 28 (3), 215–226.

- Yunker, M., Macdonald, R., Vingarzan, R., Mitchell, R., Goyette, D., Sylvestre, S., 2002. PAHs in the Fraser River basin : a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry* 33 (4), 489–515.
- Zgheib, S., 2009. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l’usage du territoire. Thèse de doctorat, École des Ponts ParisTech.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G., 2008. Screening of priority pollutants in urban stormwater : innovative methodology. *Water Pollution* 111, 235–244.
- Zobrist, J., Muller, S. R., Ammann, A., Bucheli, T. D., Mottier, V., Ochs, M., Schoenenberger, R., Eugster, J., Boller, M., 2000. Quality of roof runoff for groundwater infiltration. *Water Research* 34 (5), 1455–1462.

Huitième partie

Annexes

Annexe A

Listes des substances étudiées lors du screening et caractéristiques analytiques

TAB. A.1: Liste des substances recherchées dans les eaux pluviales et réglementation

Famille de molécules	Substances et numéro CAS	Réglementation (NQE ($\mu g/l$))	LQ ($\mu g/l$)
HAP	16 substances	voir paragraphe 3.1.2	0,002-0,05
PCB	8 substances	voir paragraphe 3.1.1	0,1
organoétains	tributylétain (36643-28-4)	DCE* (0,0002)	0,02
	dibutylétain (1002-53-5)	D76	0,02
	monobutylétain (78763-54-9)	D76	0,02
Chlorobenzènes	1,2,3 trichlorobenzène (87-61-6)	DCE (0,4)	2,5
	1,2,4 trichlorobenzène (120-82-1)	DCE (0,4)	2,5
	1,3,5 trichlorobenzène (108-70-3)	DCE (0,4)	2,5
	pentachlorobenzène (608-93-5)	DCE* (0,007)	0,1
	hexachlorobenzène (118-74-1)	DCE* (0,01)	0,1
BTEX (benzène, toluène, éthylène, xylène)	benzène (71-43-2)	DCE (10)	1
	ethylbenzène (100-41-4)		1
	isopropylbenzène (98-82-8)	DCE (0,4)	2,5(
	toluène(108-88-3)		1
	xylènes (somme o,m,p) (1330-20-7)	DCE* (0,007)	1

Suite du tableau A.1

Famille de molécules	Substances et numéro CAS	Réglementation (NQE ($\mu g/l$))	LQ ($\mu g/l$)
COHV (composés organiques hautement volatils)	1,2 dichloroéthane (107-06-2)	DCE (10)	1
	chlorure de méthylène (75-09-2)	DCE (20)	2,5
	hexachlorobutadiène (87-68-3)	DCE* (0,1)	0,1
	chloroforme (67-66-3)	DCE (146)	2
	tétrachlorure de carbone (56-23-5)	DCE (12)	0,5
	tétrachloroéthylène (127-18-4)	DCE (10)	0,5
	trichloroéthylène (56-23-5)	DCE (10)	0,5
chlorophénols	pentachlorophénol (87-86-5)	DCE (0,4)	0,5
	4-chloro-3-méthylphénol (59-50-7)		0,1
alkylphénols	nonylphénols (ramifiés) (84852-15-3)	DCE* (0,3)	0,2
	para-tert-octylphénol (140-66-9)	DCE (0,1)	0,1
	4-tert-butylphénol (98-54-4)		0,1
PBDE (polybromodiphénylét	pentabromodiphényléther (32534-81-9)	DCE* (0,0005)	0,01
	hexabromodiphényléther (32536-52-0)		0,01
	décabromodiphényléther (1163-19-5)		0,01
	Chloroalcane C10-C13 (85535-84-8)	DCE (0,4)	10
Phtalates	Di (2-éthylhexyl) phtalate (117-81-7)	DCE (1,3)	5

Suite du tableau A.1

Famille de molécules	Substances et numéro CAS	Réglementation (NQE ($\mu g/l$))	LQ ($\mu g/l$)
Phytosanitaires	alachlore (15972-60-8)	DCE (0,3)	0,05
	aldrine (309-00-2)		0,03
	endrine (72-20-8)		0,1
	dieldrine (60-87-1)		0,1
	DDT-2,4' (789-02-6)		0,03
	DDT-4,4' (50-29-3)		0,03
	Isodrine (465-73-6)		0,05
	alpha Endosulfan (959-98-8)		0,10
	bêta		0,10
	Endosulfan (33213-65-9)		0,10
	gamma isomère -		0,10
	Lindane (608-73-1)		0,10
	alpha		0,10
	Hexachlorocyclohexane (319-84-6)		0,10
	Chlorfenvinphos (470-90-6)	DCE (0,1)	0,10
	Chlorpyrifos (2921-88-2)	DCE (0,03)	0,10
	Trifluraline (1582-09-8)		0,10
	Atrazine (1912-24-9)	DCE (0,6)	0,02
	Déséthylatrazine (DEA) (6190-65-4)		0,02
	Déséthylsimazine (1007-28-9)		0,02
	Simazine (122-34-9)	DCE (1)	0,02
	Diuron (330-54-1)	DCE (0,2)	0,02
	Isoproturon (34123-59-6)	DCE (0,3)	0,02
	Métaldéhyde (108-62-3)		0,04
	Aminotriazole (61-82-5)		0,05
	Glyphosate (38641-94-0)		0,05
	AMPA (83654-13-1)		0,05

Annexe B

Systèmes et courbes de régulation

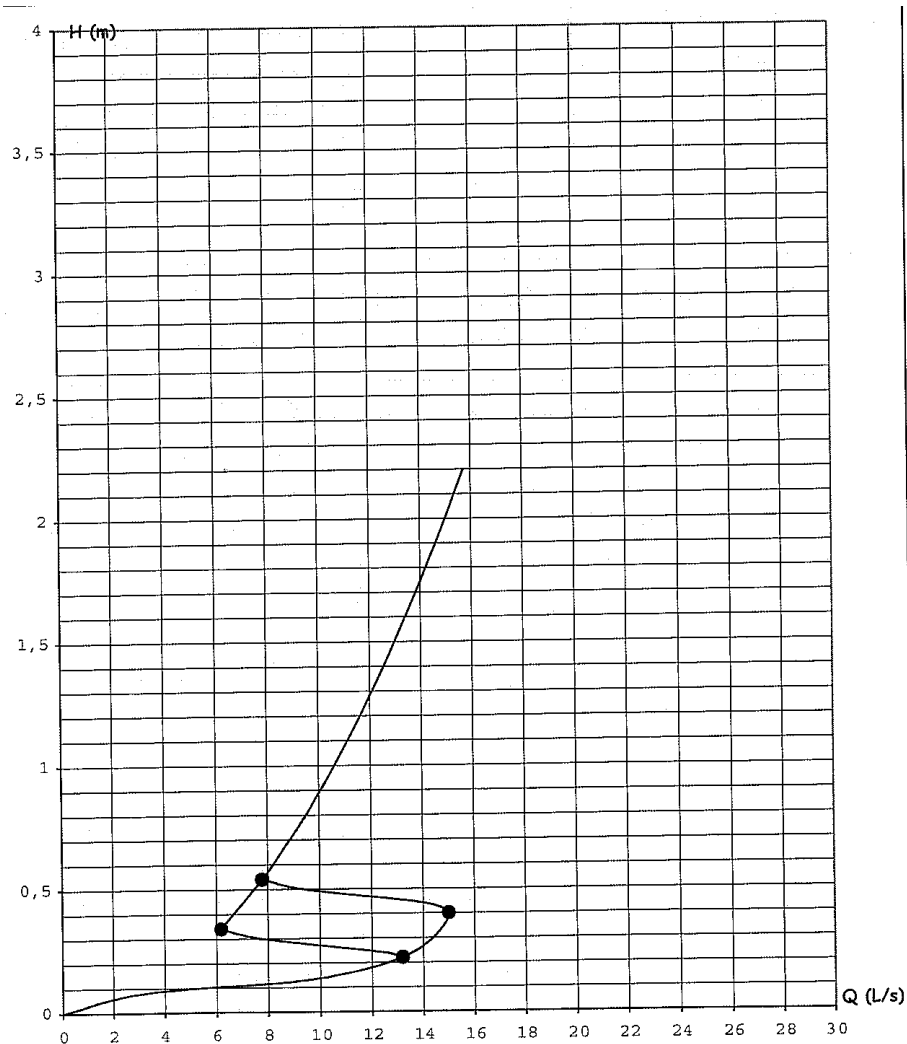


FIG. B.1: Courbe de régulation du régulateur de Nord à 15 l/s (Techneau)

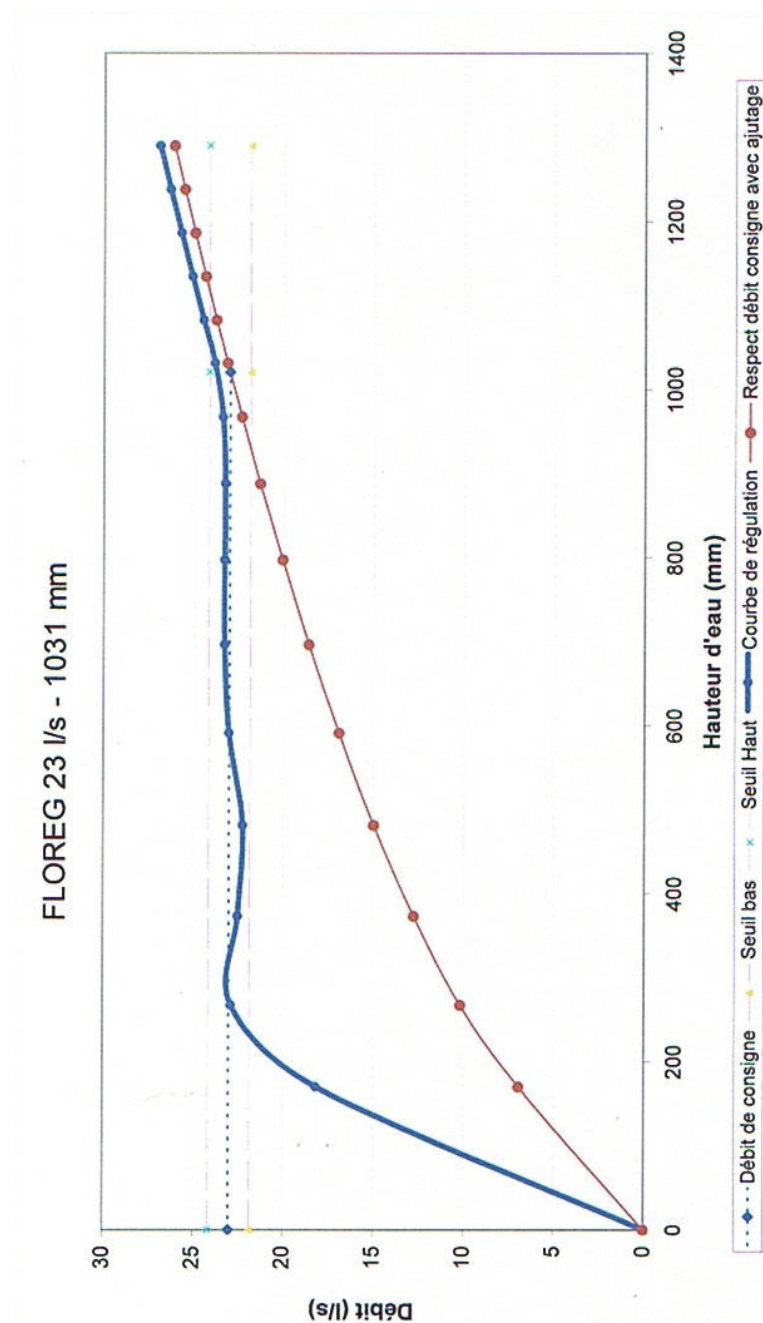


FIG. B.2: Courbe de régulation du régulateur de Jardin à 23 l/s (Saint-Dizier Environnement)

Annexe C

Description des méthodes statistiques

C.1 Critère de Nash

Ce critère mesure la part de variance entre les données expliquées par un modèle et peut varier de -1 à 1. Une valeur supérieure à 0,7 est généralement considérée comme satisfaisante, la valeur optimale étant 1 (Nash *et al.* (1970) cités par [Robert-Sainte \(2009\)](#)). Le critère de Nash (NS) est défini par la formule suivante :

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (X_{sim}(i) - X_{obs}(i))^2}{\sum_{i=1}^N (X_{obs}(i) - \bar{X}_{obs})^2} \quad (C.1)$$

Avec : N le nombre total de valeurs calculées et observées, X_{obs} la variable observée, X_{sim} la variable estimée par le modèle, et $\bar{X}_{obs}$ la moyenne sur les N valeurs des variables observées. Le numérateur correspond à la somme du carré des erreurs commises par le modèle, valeur minimisée lors du calage. Le dénominateur permet de prendre en compte la variance des valeurs expérimentales.

C.2 Représentation en boîtes à moustaches

La représentation en boîtes à moustaches (box plot en anglais) permet de représenter quelques paramètres de distribution d'une variable, et a été inventée par Tukey en 1977. La figure [C.1](#) explique les paramètres représentés sur les boîtes.

Les bornes de la «boîte» représentent les premier et troisième quartiles (Q_1 et Q_3).

Les extrémités des moustaches sont définies par la valeur de la série immédiatement supérieure à $Q_1 - 1,5(Q_3 - Q_1)$ et la valeur de la série immédiatement inférieure à $Q_3 + 1,5(Q_3 - Q_1)$. S'il y a des valeurs extérieures à l'intervalle $[Q_1 - 1,5(Q_3 - Q_1); Q_3 + 1,5(Q_3 - Q_1)]$, elles sont considérées comme atypiques et représentées par des marqueurs.

La valeur de la médiane est également représentée.

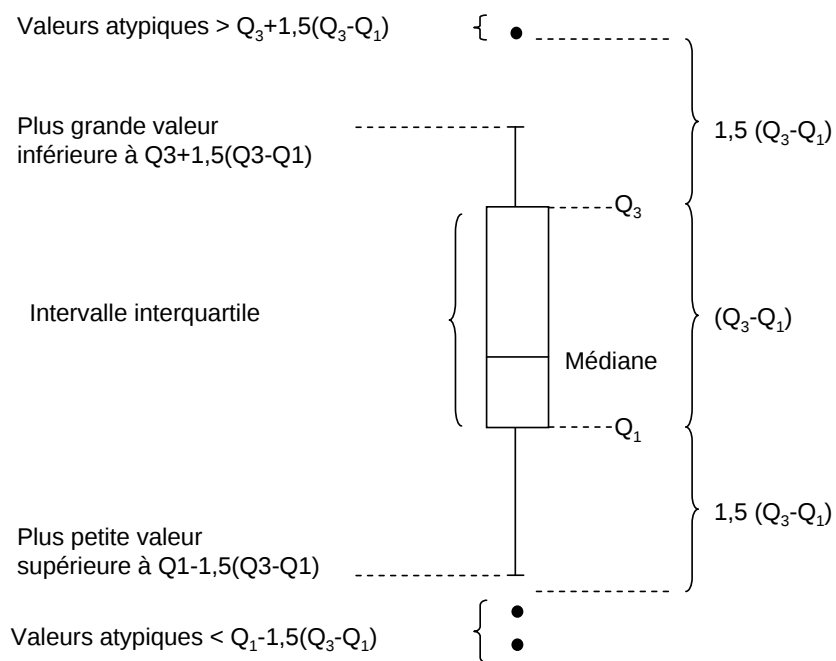


FIG. C.1: Description des paramètres représentés sur les boîtes à moustaches

Annexe D

Calculs d'incertitudes de mesure

D.1 Calculs des incertitudes de mesure dans la simulation des volumes ruisselés

Le modèle proposé au chapitre 17 permet de simuler les volumes ruisselés (représentés par une hauteur d'eau nette simulée $\overline{H}_{net}$) à partir des hauteurs de pluie H_{tot} et de l'occupation du sol. Pour évaluer les performances de ce modèle, il est important d'estimer si les erreurs entre H_{tot} et $\overline{H}_{net}$ sont dues à la simulation ou aux incertitudes de mesure.

Incertitudes de mesure sur H_{net} mesurée La hauteur d'eau mesurée est estimée à partir du volume V mesuré et de la surface S du bassin versant. Les incertitudes sur ces deux valeurs sont indépendantes, ce qui permet d'écrire l'équation D.1. D'après le chapitre 11, l'incertitude sur le volume mesuré à l'aval de Référence est de 10 %, et l'incertitude sur la surface est de 1 % pour un bassin versant d'environ 1 ha.

D'où l'incertitude sur H_{net} mesurée qui est donnée par l'équation D.2.

$$\begin{aligned} H_{net} &= \frac{V}{S} \\ \left(\frac{\Delta H_{net}}{H_{net}}\right)^2 &= \left(\frac{\Delta V}{V}\right)^2 + \left(\frac{\Delta S}{S}\right)^2 \\ &= 0,1^2 + 0,01^2 \end{aligned} \tag{D.1}$$

$$\text{Donc} \quad \Delta H_{net} \approx 0,1 \cdot H_{net} \tag{D.2}$$

Incertitudes de mesure sur $\overline{H}_{net}$ simulée La hauteur d'eau ruisselée simulée $\overline{H}_{net}$ est calculée à partir d'un coefficient de ruissellement simulé $\overline{CR}$, et de H_{tot} . Afin d'évaluer uniquement les incertitudes de mesure, le modèle est supposé parfait et le coefficient de ruissellement simulé égal au réel, et donc n'ayant pas d'incertitude. L'incertitude sur H_{tot}

a été évaluée au chapitre 11.

$$\begin{aligned}
 \overline{H_{net}} &= \overline{CR} \cdot H_{tot} \\
 \overline{\Delta H_{net}} &= CR \cdot \Delta H_{tot} \\
 &= CR \cdot \left(0,066 + \frac{0,2}{H_{tot}}\right) \cdot H_{tot} \\
 &= H_{net} \cdot \left(0,066 + \frac{0,2}{H_{tot}}\right)
 \end{aligned}$$

Incrtitudes de mesure sur les erreurs du modèle L'incertitude maximale sur la différence entre les hauteurs d'eau mesurées et simulées due à l'incertitude de mesure est donc égale à :

$$\begin{aligned}
 \Delta(\overline{H_{net}} - H_{net}) &= 0,1 \cdot H_{net} + \left(0,066 + \frac{0,2}{H_{tot}}\right) \cdot H_{net} \\
 &= H_{net} \cdot \left(0,166 + \frac{0,2}{H_{tot}}\right)
 \end{aligned}$$

Soit une incertitude sur l'erreur relative égale à :

$$\frac{\Delta(\overline{H_{net}} - H_{net})}{H_{net}} = 0,166 + \frac{0,2}{H_{tot}}$$

L'incertitude sur l'erreur absolue dépend du coefficient de ruissellement. À titre indicatif, l'incertitude relative a été estimée en fixant $CR=0,72$ qui est le coefficient de ruissellement moyen mesuré annuellement sur le bassin versant. D'où :

$$\begin{aligned}
 \Delta(\overline{H_{net}} - H_{net}) &= CR \cdot H_{tot} \cdot \left(0,166 + \frac{0,2}{H_{tot}}\right) \\
 &= 0,7 \cdot H_{tot} \cdot \left(0,166 + \frac{0,2}{H_{tot}}\right) \\
 &= 0,1162 \cdot H_{tot} + 0,14
 \end{aligned}$$

Les incertitudes de mesure sur les erreurs du modèle sont représentées en figure D.1.

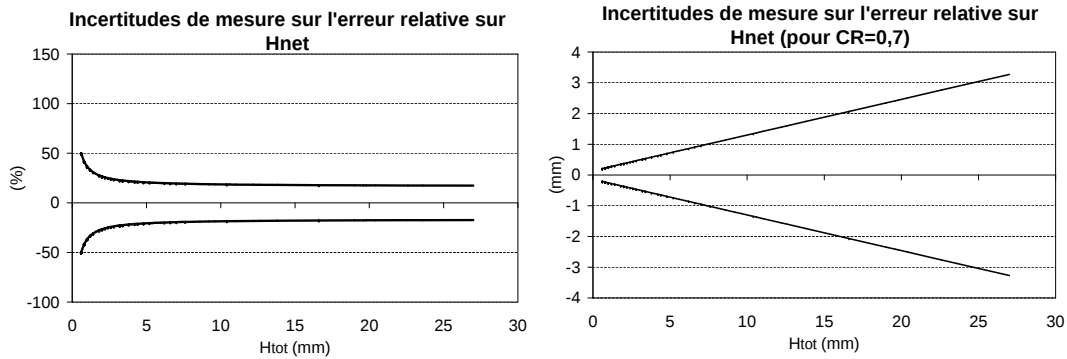


FIG. D.1: Incertitudes de mesure sur les erreurs du modèle de ruissellement

D.2 Calculs des incertitudes de mesure sur les coefficients d'imperméabilisation et de ruissellement mesurés

Coefficients d'imperméabilisation Le coefficient d'imperméabilisation est le rapport entre la surface imperméable S_{imper} et la surface totale S d'un bassin versant. Les deux erreurs pouvant être liées, la propagation des incertitudes a été faite suivant l'équation D.3.

$$\begin{aligned}\frac{\Delta C_{imper}}{C_{imper}} &= \frac{\Delta S_{imper}}{S_{imper}} + \frac{\Delta S}{S} \\ &= \frac{1}{\sqrt{S_{imper}}} + \frac{1}{\sqrt{S}}\end{aligned}\tag{D.3}$$

Coefficients de ruissellement mesurés Les coefficients de ruissellement mesurés sont le rapport entre la hauteur ruisselée H_{net} , et la hauteur précipitée H_{tot} . Les incertitudes entre ces mesures sont indépendantes, donc la propagation des incertitudes se fait suivant l'équation D.4. Les incertitudes sur H_{net} sont celles sur les volumes mesurées et sont données dans le chapitre 11. Les incertitudes sur H_{tot} sont également données dans ce chapitre.

$$\frac{\Delta CR}{CR} = \sqrt{\left(\frac{\Delta H_{net}}{H_{net}}\right)^2 + \left(\frac{\Delta H_{tot}}{H_{tot}}\right)^2}\tag{D.4}$$

Annexe E

Concentrations en contaminants dans la fraction dissoute

TAB. E.1: Concentrations en matière organique dans la fraction dissoute (Médianes, 1^{er} - 9^e déciles)

	DCOd (mgO ₂ /l)	COD (mgC/l)
Ret. atm. (n=22)	4,8	1,8
	1,8 - 17	1,2 - 6,1
Ruiss. Bâti (n=13)	10	3,6
	5,4 - 23	2,6 - 7,8
Ruiss. Voirie (n=10)	29	8,2
	15 - 58	4,5 - 18
Référence (n=19)	16	5,8
	10 - 32	3,6 - 10

TAB. E.2: Concentrations en micropolluants organiques dans la fraction dissoute (Médianes, 1^{er} - 9^e déciles)

ng/l	Σ14PCB	Σ13HAP	NP	OP
Ret. atm. (n=15)	8,7	62	125	4,6
	4,8 - 16	40 - 100	37 - 198	2,1 - 13
Ruiss. Bâti (n=9)	7,9	47	263	17
	5,1 - 9,5	35 - 90	111 - 678	5,6 - 32
Ruiss. Voirie (n=2)	8,2/9,5	114/259	436/1650	71/85
Référence (n=11)	4,0	71	352	21
	6,6 - 15	58 - 140	145 - 653	11 - 40

TAB. E.3: Concentrations en métaux traces dans la fraction dissoute (Médianes, min - max)

mg/l	Cu	Pb	Zn
Ret. atm. (n=1 à 6)	2,5	1,3	219
	1,3 - 4,7		14 - 263
Ruiss. Bâti (n=3)	5,1	2,2	1610
	4,9 - 7,8	1,0 - 2,2	
Ruiss. Voirie (n=3 à 6)	14	1,1 / 1,7	18
	10 - 24		12 - 28
Référence (n=4)	7,5	1,9	388
	7,0 - 13	1,8 - 2,0	273 - 455

Annexe F

Communications dans le cadre de la thèse

Publications dans des revues à comité de lecture

Bressy A., Gromaire M.-C., Robert-Sainte P., Saad M., Chebbo G. (2009). Incidence de divers modes de gestion à l'amont des eaux pluviales sur les flux hydrauliques et la contamination métallique. *Techniques Sciences et Méthodes*, Vol 7/8, p.78-86.

Bressy A., Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Chebbo G. (2009). Alkylphenol in atmospheric deposition and urban runoff. *Water Science and Technology*. Soumis.

Publication dans un ouvrage scientifique

Bressy A., Lacour C. (2009). Évolution des outils de gestion des eaux pluviales : vers une gestion en continu et intégrée à l'urbanisme pour atteindre les objectifs réglementaires de qualité. *Ville éphémère - Ville durable*, Éditions l'œil d'or.

Conférences

Bressy A., Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Seira J. Chebbo G. (2010). Detention of urban runoff in a park - Effects on organic micropollutants. 7^e Conférence internationale Novatech, Lyon, France.

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. 7^e Conférence internationale Novatech, Lyon, France.

Bressy A., Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Chebbo G. (2009). Devenir des micropolluants organiques dans les techniques alternatives de gestion des eaux pluviales. 8^e Conférence

internationale Gruttee, Nancy, France.

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. Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine, Nancy, France.

Bressy A. (2008). Évaluation hydraulique et environnementale de différents modes de gestion des eaux pluviales en milieu urbain. Mise en place d'un site de mesure des flux de micropolluants. 2^e colloque de l'École Doctorale Ville et Environnement, Champs-sur-Marne, France.

Poster

Bressy A., Gromaire M.-C., Lorgeoux C., Chebbo G. (2009). Alkylphenol contamination in urban runoff. International Conference Xenowac (Xenobiotics in Urban Water Cycle), Cyprus.