

UNIVERSITÉ — — PARIS-EST

Ecole Doctorale : Science, Ingénierie et Environnement



Thèse présentée pour obtenir le titre de

Docteur de l'Université Paris-Est

Spécialité : Sciences et Techniques de l'Environnement

Evaluation de la rétention et du devenir d'un panel diversifié de micropolluants dans un ouvrage de biofiltration des eaux de ruissellement de voirie

Par

Kelsey Flanagan

Thèse soutenue le 6 juillet 2018 devant le jury composé de :

Mme Sylvie Barraud	INSA de Lyon	Rapporteur
M. Mathias Uhl	Fachhochschule Münster	Rapporteur
Mme Béatrice Béchet	IFSTTAR de Nantes	Examinatrice
M. David McCarthy	Monash University	Examinateur
M. Eric Thomas	CD Seine-et-Marne	Membre invité
Mme Marie-Christine Gromaire	ENPC	Directrice de thèse
M. Philippe Branchu	CEREMA Ile-de-France	Co-encadrant de thèse

Table des matières

Résumé	8
Abstract	10
Remerciements	12
Liste d'Abbreviations	13
Introduction	15
Partie I: Etat de l'art	20
Chapitre 1: La contamination des eaux de ruissellement de voirie	20
1.1. Sources de micropolluants dans les eaux de voirie et sélection de polluants à étudier	20
1.1.1. Le dépôt atmosphérique.....	20
1.1.2. Les gaz d'échappement	21
1.1.3. Les composants d'automobile	21
1.1.4. Les consommables liquides des automobiles	21
1.1.5. Le revêtement routier	22
1.1.6. Les équipements de la route	22
1.1.7. Choix des polluants à étudier	22
1.2. Niveaux de contamination des eaux de voiries	23
1.2.1. Paramètres globaux.....	23
1.2.2. Eléments traces métalliques	24
1.2.1. Hydrocarbures totaux et hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	25
1.2.2. Alkylphénols et BPA.....	26
1.2.3. Phtalates.....	27
1.3. Spéciation physique et propriétés physico-chimiques des micropolluants.....	27
1.3.1. Eléments traces Métalliques.....	29
1.3.2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques	30
1.3.3. Alkylphénols et BPA.....	33
1.3.4. Phtalates	33
1.3.5. Recommandations de méthodes de traitement des micropolluants dans les eaux de ruissellement de voirie	34
Chapitre 2: Les ouvrages végétalisés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines	36
2.1. Clarification de concepts relatifs à la gestion des eaux pluviales	36
2.1.1. La nouvelle génération de paradigmes de gestion des eaux pluviales	36
2.1.2. Dispositifs et pratiques de gestion des eaux pluviales	37
2.1.3. Concepts annexes à la gestion à la source des eaux pluviales	39
2.2. Clarification de la terminologie des filtres végétalisés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines	41

2.2.1. Ouvrages filtrants végétalisés visant une filtration à la surface.....	42
2.2.2. Ouvrages filtrants végétalisés visant une filtration en milieu poreux.....	44
2.3. Règles de conception et de maintenance des ouvrages de biofiltration	49
2.3.1. Règles de conception des bandes enherbées	50
2.3.2. Règles de conception des ouvrages de biorétention	55
2.4. Efficacité épuratoire des ouvrages.....	75
2.4.1. Systèmes enherbés avec filtration en surface.....	76
2.4.2. Systèmes de biorétention végétalisés avec filtration à travers un substrat filtrant.....	82
2.5. Devenir des polluants interceptés	93
2.5.1. Les métaux traces	93
2.5.2. Les micropolluants organiques.....	95
2.6. Bilan sur les ouvrages végétalisés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines.....	97
Partie II: Développement méthodologique du suivi in situ.....	99
Chapitre 3: Maturation des objectifs et de l'approche méthodologique pour le suivi in situ	99
3.1. Présentation du site d'étude et des objectifs de suivi initiaux.....	99
3.1.1. Présentation du site.....	99
3.1.2. Méthodologie de suivi expérimental initialement envisagée	105
3.2. Caractérisation du fonctionnement réel du site d'étude	106
3.2.1. Evaluation des rôles relatifs d'une bande enherbée et d'un fossé filtrant dans un système de traitement des eaux de ruissellement de voirie	108
3.2.2. Caractérisation du fonctionnement d'un ouvrage de gestion à la source du ruissellement de voirie : approche par modélisation hydrologique et par cartographie de la contamination du sol	123
3.2.3. Conclusions et implications de la caractérisation initiale du fonctionnement hydrologique pour la suite de la thèse.....	137
3.2.4. L'adaptation des objectifs et de la méthodologie expérimentale au fonctionnement réel du système	138
3.2.5. Présentation de la nouvelle noue filtrante.....	139
Chapitre 4: Dispositif et protocoles expérimentaux.....	143
4.1. Dispositif métrologique mis en œuvre.....	143
4.1.1. Suivi des eaux de ruissellement de voirie (RR)	143
4.1.2. Suivi des eaux traitées.....	145
4.1.3. Mesure de la pluie.....	147
4.2. Protocoles d'échantillonnage de l'eau	147
4.3. Protocoles d'échantillonnage du sol	148
4.4. Protocoles d'analyse d'échantillons.....	151
4.5. Validation des mesures et résultats d'analyses.....	153

4.5.1. <i>Blancs de terrain</i>	153
4.5.2. <i>Analyses des paramètres physico-chimiques et des micropolluants organiques</i>	154
4.5.3. <i>Mesures en continu</i>	155
4.6. <i>Conclusions</i>	156
Partie III: L'efficacité de rétention et le devenir des micropolluants dans un ouvrage de biofiltration	157
Chapitre 5: Performance épuratoire événementielle	158
5.1. <i>Introduction</i>	159
5.2. <i>Materials and Methods</i>	161
5.2.1. <i>Experimental site description</i>	161
5.2.2. <i>Field methods</i>	162
5.2.3. <i>Analytical methods</i>	163
5.2.4. <i>Calculation of performance indicators, uncertainty propagation and statistical methods</i>	165
5.3. <i>Results and Discussion</i>	166
5.3.1. <i>Characterization of road runoff</i>	166
5.3.2. <i>Treatment efficiency</i>	173
5.4. <i>Conclusions</i>	185
5.5. <i>Supplementary Data</i>	185
5.5.1. <i>Field blanks</i>	185
5.5.2. <i>Sampling efficiency</i>	188
5.5.3. <i>Uncertainty calculations</i>	188
5.5.4. <i>Supplementary parameter distributions</i>	189
5.5.5. <i>Selected pollutant time series</i>	197
5.6. <i>Principales conclusions de l'article</i>	198
Chapitre 6: Identification de processus d'épuration en jeu	199
6.1. <i>Introduction</i>	201
6.2. <i>Materials and Methods</i>	202
6.2.1. <i>Field study</i>	202
6.2.2. <i>Estimation of partition coefficients</i>	203
6.2.3. <i>Characterization of trace metal leaching from sediment and polluted soil</i>	205
6.2.4. <i>Characterization of pollutant leaching from construction materials</i>	205
6.2.5. <i>Computational methods</i>	206
6.3. <i>Results and discussion</i>	206
6.3.1. <i>Processes affecting particles and particulate pollutants</i>	206
6.3.2. <i>Processes affecting dissolved pollutants</i>	213
6.4. <i>Conclusions</i>	220
6.5. <i>Supplementary Data</i>	221

6.5.1. <i>Site description and field methods</i>	221
6.5.2. <i>Analytical methods</i>	221
6.5.3. <i>Methods for figure preparation</i>	222
6.6. Principales conclusions de l'article.....	232
Chapitre 7: Bilan de masse des polluants.....	233
7.1. Introduction	235
7.2. Methodology	236
7.2.1. <i>Field Methods</i>	236
7.2.2. <i>Mass balance and uncertainty calculations</i>	240
7.3. Results	249
7.3.1. <i>Micropollutant loads in road runoff</i>	249
7.3.2. <i>Micropollutant load reduction</i>	250
7.3.3. <i>Integrated water and filter media mass balance</i>	251
7.4. Discussion	254
7.4.1. <i>Potential biases or additional sources in mass balance</i>	254
7.4.2. <i>Necessary conditions for a mass balance significantly demonstrating dissipation</i>	258
7.5. Conclusions	261
7.6. Supplementary Data	262
7.6.1. <i>TSS-turbidity relationship</i>	262
7.6.2. <i>Distributions used for stochastic components of the mass balance calculations</i>	262
7.6.3. <i>Numerical values of all mass balance terms</i>	265
7.6.4. <i>Visualization of concentrations measured in soil cores</i>	266
7.6.5. <i>Inlet mass calculations with and without turbidity measurement</i>	269
7.6.6. <i>E_{soil} and relative uncertainty values</i>	270
7.7. Principales conclusions de l'article.....	271
Conclusions et perspectives	272
Rappel des objectifs et de la méthodologie	272
Conclusions scientifiques.....	272
Perspectives de recherche.....	276
Conclusions et recommandations opérationnelles	281
Bibliographie.....	287
Liste des communications.....	303
Annexes.....	305
Annexe 1 Tableau détaillé du contenu des guides sur les bandes enherbées... 306	306
Annexe 2 Tableau détaillé des ouvrages avec filtration à la surface étudiées .. 308	308
Annexe 3 Tableau détaillé des résultats de réduction de concentration des ouvrages de filtration à la surface	311

Annexe 4	Tableau détaillé des résultats de réduction de flux polluant par les ouvrages de filtration à la surface	312
Annexe 5	Tableau détaillé des concentrations à la sortie des ouvrages de filtration à la surface	313
Annexe 6	Tableau détaillé des ouvrages de biorétention étudiés	316
Annexe 7	Tableaux détaillés des résultats de réduction de concentration par les ouvrages de biorétention	319
Annexe 8	Tableaux détaillés des résultats de réduction du flux polluant par des ouvrages de biorétention	321
Annexe 9	Tableaux détaillés des résultats de concentration à la sortie des ouvrages de biorétention	323
Annexe 10	Les méthodes d'échantillonnage des eaux interstitielles de la zone non-saturée	326
Annexe 11	Protocole de mise en place de l'échantillonnage d'eau	342
Annexe 12	Protocole de récupération des échantillons d'eau.....	344
Annexe 13	Prétraitement des échantillons d'eau	346
Annexe 14	Récapitulation des échantillons issus de la campagne de carottage de la noue filtrante.....	350
Annexe 15	Protocoles de blancs de terrain	353

Résumé

Les eaux de ruissellement de voirie sont un vecteur important de micropolluants en milieu urbain, dont certains identifiés comme polluants prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union Européenne. Les ouvrages dits de *biofiltration* visent une meilleure maîtrise de cette pollution, en gérant les eaux pluviales à proximité de la source, au moyen de systèmes végétalisés conçu pour le stockage, la filtration et éventuellement l'infiltration de l'eau. De nombreuses études ont démontré la capacité de ce type de système à réduire les flux de macropolluants, tels que les matières en suspension et les nutriments, via une amélioration de la qualité du ruissellement combinée à une réduction de son volume. Cependant, le comportement des micropolluants dans ces systèmes reste relativement peu documenté. Ce travail de thèse s'intéresse donc à la rétention et le devenir de plusieurs familles de micropolluants dans un système de biofiltration des eaux de ruissellement.

Il s'articule principalement autour du suivi *in situ* d'un panel diversifié de micropolluants caractéristiques des eaux de voirie (métaux traces, hydrocarbures totaux, hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP, alkylphénols, bisphénol-A, phthalates) et d'indicateurs globaux dans deux ouvrages de biofiltration situés en bordure d'une route départementale : un accotement filtrant et une noue filtrante. Ce suivi comporte des mesures débitmétriques et de qualité d'eau en continu, un travail d'échantillonnage et d'analyse du ruissellement brut et des eaux traitées par les deux ouvrages (dix-neuf événements pluvieux étudiés au cours d'une période de un an et demi) et un travail d'échantillonnage et d'analyse du sol. Cette démarche a été couplée à des travaux de caractérisation du substrat filtrant et des matériaux de construction en laboratoire, ainsi qu'à une approche de modélisation stochastique pour évaluer le bilan de masse annuel des polluants dans la noue filtrante.

Ce suivi démontre la capacité de ce type de système à réduire de façon significative les concentrations totales en micropolluants à l'échelle de l'événement pluvial. Le traitement est particulièrement efficace pour les contaminants associés majoritairement aux matières en suspension (MES), tels que le zinc, le plomb et HAP pour lesquels la réduction médiane des concentrations événementielles est supérieure à 90% dans les deux ouvrages. Pour le cuivre, le chrome, le nickel et l'octylphénol les des réductions médianes des concentrations sont bonnes, supérieures à 70%. L'efficacité est moindre et plus variable pour les autres micropolluants organiques.

Trois événements, caractérisés par une performance dégradée vis-à-vis des MES et des polluants particuliers, ont néanmoins été observés pendant la période hivernale lors de l'application du sel de déverglacage. La comparaison de la nature des particules entre les eaux de voirie et les eaux traitées indique que ce comportement ne serait pas dû à une érosion des particules du sol mais à une mauvaise filtration de particules issues de la route. La mauvaise rétention des particules est probablement liée à l'abondance exceptionnelle de particules fines (<10 µm) dans les eaux de voirie pendant cette période en combinaison avec la formation d'écoulements préférentiels à travers le substrat filtrant du fait de la fissuration de celui-ci.

La rétention de la phase dissoute des micropolluants est généralement moins efficace que celle de la phase particulaire ; des concentrations élevées ont notamment été observées pour certains micropolluants dissous (bisphénol-A, alkylphénols, phthalates) en sortie de la noue filtrante pendant les premiers mois de fonctionnement.

Le transport des éléments traces métalliques dissous semble être facilité par leur association avec le carbone organique dissous. Ces contaminants sont aussi susceptibles d'être lixiviés à partir du sol contaminé ou des particules issues de la route. La rétention des micropolluants organiques dissous est limitée essentiellement par la contamination du substrat filtrant, dont l'origine est soit antérieure à son installation dans le biofiltre (cas des HAP), soit liée à des émissions de polluants depuis les matériaux de construction (cas probable pour BPA, OP, NP, DEHP).

Dans l'objectif de mieux comprendre l'efficacité du système à réduire le flux polluant et de caractériser le devenir des polluants dans le substrat filtrant, un bilan de masse a été évalué à l'échelle annuelle pour une sélection de polluants étudiés. Ce travail, qui s'est appuyé sur le couplage des données expérimentales avec une approche de modélisation stochastique, montre que l'abattement du flux polluant annuel est plus faible que la réduction médiane des concentrations observée à l'échelle événementielle, du fait d'une surverse fréquente de l'ouvrage. Il a également mis en évidence l'ampleur des émissions de certains micropolluants organiques depuis les matériaux de construction de l'ouvrage, qui dépassent largement le flux polluant intercepté au cours de la première année.

Ce travail démontre l'intérêt des systèmes de biofiltration pour la gestion du flux polluant associé aux eaux de voirie mais aussi la nécessité de produire et diffuser un guide pour encadrer la conception et la maintenance de ces ouvrages. Il fait ressortir également les difficultés méthodologiques associées à l'évaluation de l'efficacité épuratoire de ces systèmes et met en avant l'intérêt d'un observatoire pérenne d'un système de biofiltration, qui serait dédié au suivi sur le long terme, conçu à cet effet et comporterait une instrumentation lourde.

Abstract

Road runoff is a significant vector of micropollutants, including some priority pollutants as identified by the European Union's Water Framework Directive, in the urban environment. One technique for managing this pollution close to the source is that of biofiltration, which relies on vegetated systems for the temporary storage, filtration and possible infiltration of runoff water. The ability of this type of system to reduce loads of macropollutants, such as suspended solids and nutrients, both through the improvement of water quality and the reduction of its volume, has been established previously. However, the behavior of micropollutants in these systems remains relatively uncharacterized. The objective of the present work is to evaluate the retention and fate of micropollutants in a biofiltration system treating road runoff.

It is principally focused on the in situ monitoring of a wide range of micropollutants typical of road runoff (trace metals, total petroleum hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons or PAHs, alkylphenols, bisphenol-A, phthalates) and global water quality parameters in two biofiltration systems located beside a highway: a vegetative filter strip and a biofiltration swale. This field work involves continuous flow and water quality measurements, the sampling and analysis of runoff and water treated by both systems (nineteen rain events over a year-and-a-half period) as well as the sampling and analysis of soil. This work is combined with a laboratory characterization of the filter media and biofilter construction materials and a stochastic modeling approach used to evaluate the annual mass balance of pollutants in the biofiltration swale.

Field results highlight the capability of this type of system to significantly reduce total concentrations of micropollutants at the event scale. Treatment is particularly effective for contaminants mainly associated with suspended solids, such as zinc, lead and PAHs, for which median concentration reductions exceeded 90% in both systems. Median concentration reductions observed for copper, chromium, nickel and octylphenol are also quite good, exceeding 70%. Treatment efficiency is lower and more variable for the other organic micropollutants.

Three events, characterized by a degraded performance with respect to suspended solids and particulate pollutants, are nevertheless observed during a winter period when deicing salt was applied to road surfaces. The comparison of particle composition between road runoff and treated water indicates that this behavior was not due to particle erosions but rather the poor filtration of road-originated particles. The poor retention of particles is probably due to an exceptional abundance of fine particles ($<10\ \mu\text{m}$) in the road runoff during this period, in combination with the formation of preferential flows in the filter media due to cracking.

The retention of dissolved-phase micropollutants is generally less effective than that of the particulate phase; in particular, elevated dissolved concentrations of several micropollutants (bisphenol-A, alkylphenols, phthalates) were observed during the first months of operation of the biofiltration swale.

The transport of dissolved trace metals appears to be facilitated by their association with dissolved organic carbon. These contaminants may also be leached from contaminated soil and road sediments. The retention of dissolved organic micropollutants is essentially limited by the

contamination of the filter media, which predates installation in the biofilter for PAHs and is attributed to pollutant emissions from construction materials for BPA, OP, NP and DEHP.

In order to better understand the system's ability to reduce pollutant loads and to characterize the fate of pollutants in the filter media, a mass balance is evaluated at the annual scale for a selection of the studied pollutants. This work, which combines experimental results with a stochastic modeling approach, reveals that the reduction of pollutant loads is generally lower than the median concentration reduction observed at the event scale due to the frequent overflow of water from the device. It also shows the significance of organic micropollutant emissions from biofiltration swale construction materials, which were much greater than the pollutant loads intercepted over the first year of operation.

Overall, this work demonstrates the interest of biofiltration systems as an approach for the management of pollutant loads associated with road runoff but also reveals the need to produce and distribute guidelines for the design and maintenance of such systems. Additionally, it brings to light various methodological difficulties associated with evaluating the water quality performance of this type of system and highlights the importance of developing a perennial observatory of a biofiltration device dedicated to and designed for long-term monitoring.

Remerciements

Liste d'Abbreviations

Français	Anglais	Signification
1MN		1-méthyl-naphthalène
2MN		2-méthyl-naphthalène
A		Anthracène
Acen		Acénaphthène
Acyl		Acénaphthylène
AP		Alkylphénols
APEO		Alkylphénols ethoxylés
BaA		Benzo[a]anthracène
BaP		Benzo[a]pyrène
BbF		Benzo[b]fluoranthène
BFS		Noue filtrante
BkF		Benzo[k]fluoranthène
BPA		Bisphénol-A
BPer		Benzo[g,h,i]pérylène (BPer)
CD 77		Conseil Départemental de Seine-et-Marne
CEREMA		Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
Chry		Chrysène
CO	OC	Carbone organique
Cor		Coronène
DahA		Dibenzo[a,h]anthracène
DBP		Dibutyle phtalate
DCE		Directive cadre sur l'eau de l'Union Européenne
DEHP		Bis(2-ethylhexyl) phthalate
DiBP		Di-isobuty phtalate
DMP		Diméthyl phtalate
DNP		Dinonyl dinonphtalate
Ec		Réduction de concentration
Ec50		Médiane reduction de concentration
ENPC		Ecole Nationale des Ponts et Chaussées
ETM		Elément trace métallique
F		Fluorène
Fluo		Fluoranthène
HAP	PAH	Hydrocarbure polycyclique aromatique
HT	TPH	Hydrocarbures totaux

Français	Anglais	Signification
IFSTTAR		Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux
IP		Indeno[1,2,3-cd]pyrène
LEESU		Laboratoire eau, environnement et systèmes urbains
Nap		Naphthalène
NP		Nonylphénol
NP1EC		Nonylphénol monocarboxylé
NP1EO		Nonylphénol monoéthoxylé
NP2EO		Nonylphénol diéthoxylé
NQE	EQS	Norme de qualité environnementale
ONU		Organisation des Nations Unies
OP		Octylphénol
OP1EO		Octylphénol monoéthoxylé
OP2EO		Octylphénol diéthoxylé
OPUR		Observatoire des Polluants Urbains en Ile-de-France
PAE		Phtalates
Phen		Phenanthrène
Pyr		Pyrène
RR		Eaux de ruissellement de voiries non-traitées
US EPA		Agence de Protection de l'Environnement des Etats-Unis
USDA		Département d'Agriculture des Etats-Unis
VFS		Accotement filtrant

Introduction

Contexte

Selon l'Organisation des Nations Unies, 54% de la population mondiale habitait dans des zones urbaines en 2014. Cette proportion est supposée atteindre 66% à l'horizon de 2050 (ONU, 2014). Le taux d'urbanisation est encore plus fort en France, où 77.5% de la population habitait en zones urbaines en 2010, et où l'espace urbain a augmenté de 19% entre 1999 et 2007 (Clanché and Rascol, 2011).

L'urbanisation est traditionnellement associée à une imperméabilisation des surfaces, dont l'une des conséquences environnementales est une perturbation du cycle d'eau. En effet, l'imperméabilisation amplifie les volumes de ruissellement ainsi que la vitesse à laquelle ce ruissellement est restitué aux cours d'eau, ce qui a pour résultat des débits plus élevés et un risque accentué d'inondation ou d'érosion des berges et de modification des habitats de la faune aquatique. De plus, la limitation d'infiltration diminue la recharge de la nappe phréatique et les débits de base des cours d'eau en périodes sèches, alors que le remplacement de surfaces végétalisées par des surfaces minérales diminue l'évapotranspiration (McGrane, 2016).

Par ailleurs, la qualité des eaux de ruissellement des surfaces urbaines est dégradée par diverses sources de pollution anthropiques, associées aux moyens de transport (automobiles, trains), au chauffage domestique, aux produits de nettoyage et d'entretien, aux engrais, aux pesticides, aux déchets et aux émissions par les matériaux de construction des infrastructures ou des bâtiments (Petrucci et al., 2014). Ces eaux sont ainsi contaminées par de nombreux polluants, tels que des matières en suspension (MES), le carbone organique, des nutriments (N, P), des éléments traces métalliques (ETM), des pathogènes et des micropolluants organiques (Gasperi et al., 2014; Gromaire-Mertz et al., 1999; Sidhu et al., 2012; Yang and Lusk, 2018; Zgheib et al., 2012).

La dégradation de la qualité et l'accroissement du volume de ruissellement du fait de l'urbanisation ont pour résultat l'augmentation du flux polluant vers les milieux récepteurs, pouvant compromettre l'état chimique et/ou écologique de ces derniers (Paul and Meyer, 2001; Peters, 2009).

En réponse à la dégradation de la qualité des milieux naturels posé entre autres par les rejets du ruissellement urbain, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de l'Union Européenne impose aux états-membres d'atteindre l'objectif du bon état des milieux, à l'échéance finale de 2027 (EC, 2013). Cette directive crée une pression réglementaire notamment pour mieux contrôler les flux polluants vers les milieux récepteurs, notamment pour une liste de polluants identifiés comme prioritaires, comprenant des ETM et des micropolluants organiques.

Face à ces enjeux, les approches de gestion des eaux pluviales en milieu urbain évoluent. Alors qu'historiquement les solutions au problème du ruissellement urbain s'appuyaient sur son drainage rapide par des réseaux d'égouts, au cours des dernières décennies on observe l'émergence de nouvelles approches, basées sur la gestion à la source des eaux de ruissellement. Ces paradigmes sont apparus à travers le monde sous diverses appellations (techniques alternatives en France, low impact development ou LID aux Etats-Unis, sustainable drainage systems ou SuDS au Royaume-Uni, water sensitive urban design ou WSUD en Australie), avec

des nuances dans les motivations et les objectifs à atteindre (Fletcher et al., 2014). Ils visent généralement la gestion de l'eau par des ouvrages localisés en amont du bassin versant, souvent végétalisés. Ces ouvrages sont souvent multifonctionnels, pouvant avoir des objectifs hydrologiques (contrôler les volumes ou les débits de ruissellement, augmenter l'infiltration et l'évapotranspiration), qualitatifs (contrôler les concentrations en un polluant donné), paysagères (contribuer à l'aménagement d'un espace urbain) ou écologiques (contribuer à la biodiversité d'une ville) (Fletcher et al., 2014).

En France, les règles de conception des techniques alternatives visent le plus souvent un contrôle du débit à l'exutoire de l'ouvrage, ou plus récemment un contrôle du volume (Sage et al., 2015). Cependant, dans certains contextes, notamment lorsqu'un bassin versant est particulièrement pollué (comme c'est souvent le cas pour certaines voiries) ou lorsque l'eau se déverse dans un écosystème particulièrement sensible, la mise en oeuvre d'une technique alternative pour contrôler les flux polluants peut s'avérer utile.

Dans d'autres pays où la gestion du flux polluant constitue un objectif explicite de la conception des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales, une technique fréquemment mise en oeuvre pour atteindre cet objectif est celle de biofiltration ou de biorétention. Ce type de technique s'appuie sur l'utilisation de dispositifs filtrants végétalisés, localisés en amont du bassin versant, dans lesquels les processus naturels ayant lieu dans un système eau/sol/plante sont mis au profit de la rétention des polluants et du contrôle du volume de ruissellement. Dans ces systèmes, les polluants peuvent être retenus ou dissipés par filtration physique, sorption, volatilisation, biodégradation ou photodégradation (Davis et al., 2009; Roy-Poirier et al., 2010).

La capacité de ces dispositifs à limiter les flux de certains polluants est avérée (Davis et al., 2009; LeFevre et al., 2014; Liu et al., 2014). Ces ouvrages ayant été développés dans des contextes socio-environnementaux où l'eutrophisation et le contrôle des apports en nutriments constituent un enjeu important (Manuel, 2014), il existe une littérature scientifique abondante sur la performance des systèmes de biofiltration vis-à-vis des nutriments (Davis, 2007; B. E. Hatt et al., 2009; Hunt et al., 2006; Purvis et al., 2018). La capacité de ces dispositifs à traiter les polluants prioritaires de la DCE reste quant à elle largement inconnue.

En effet, bien que quelques études montrent que ces systèmes peuvent retenir efficacement les ETM totaux, on trouve très peu de données vis-à-vis de la fraction dissoute de ceux-ci (LeFevre et al., 2014), alors que les normes de qualité environnementale associées à la DCE pour les ETM portent uniquement sur cette phase (EC, 2013).

Quant aux micropolluants organiques, deux études ont démontré la capacité *in situ* de ces systèmes de biorétention à bien retenir des contaminants très hydrophobes (les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les dioxines et les polychlorobiphényles) (David et al., 2015; DiBlasi et al., 2009). Ainsi, la biofiltration apparaît comme une technique pouvant aider dans la lutte contre la pollution des milieux aquatiques par les eaux de ruissellement urbaines. Cependant, il y a un manque de connaissances par rapport à l'efficacité épuratoire de ces systèmes vis-à-vis des polluants prioritaires dans le contexte européen. Une étude de la rétention et du devenir d'un large panel de micropolluants dans un ouvrage de ce type apparaît comme nécessaire afin de pouvoir anticiper les performances pouvant être atteintes, de mieux comprendre les processus de rétention ayant lieu et d'établir des recommandations opérationnelles de construction et de maintenance de ces types d'ouvrages.

Projets de Recherche

Cette thèse s'inscrit dans le cadre de l'Observatoire des Polluants URbains (OPUR) et du projet de recherche ROULÉPUR (solutions innovantes pour une maîtrise à la source de la contamination en micropolluants des eaux de ruissellement des voiries et parkings urbains), qui est l'un des treize projets retenus lors de l'appel à projet « Micropolluants dans les eaux urbaines, innovations et changements de pratiques » et financés par l'Agence Française de Biodiversité (AFB, anciennement ONEMA) et des agences de l'eau.

OPUR

OPUR est en programme de recherche, existant depuis 1994, ayant pour objectif l'amélioration des connaissances concernant la production, le transfert et la gestion des polluants associés aux eaux urbaines. L'un des thèmes de la phase actuelle (Phase 4, 2012-2018) de ce programme est la maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines (Thème 5). La présente thèse s'inscrit dans cette thématique, dans la continuité des travaux de Jérémie Sage (2016), qui a étudié l'effet du fonctionnement hydrologique des ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales sur les flux polluants rejetés en aval, et de Damien Tedoldi (2017), qui s'est intéressé à la contamination du sol dans ces ouvrages. Les travaux de thèse de Tala Kanso, démarrés fin 2015, s'appuient sur le même système de biofiltration que celui étudié dans le cadre de la présente thèse mais portent plus spécifiquement sur la mesure et la modélisation du fonctionnement hydrologique.

Roulépur

Roulépur est un projet de recherche ayant pour objectif d'évaluer la performance épuratoire de solutions innovantes pour une maîtrise à la source de la contamination en micropolluants des eaux de ruissellement des voiries et des parkings urbains. Dans le cadre du projet Roulépur, quatre systèmes de traitement sont étudiés : un dispositif industriel de filtration (STOPPOL de St. Dizier Environnement) localisé à Paris, un filtre planté horizontal à Rosny-sous-Bois, un parking perméable de la société Ecovegetal à Villeneuve-le-Roi, et un système d'accotement filtrant et de noue filtrante à Compans. Les travaux de la présente thèse s'intéressent à la rétention et au devenir des polluants dans le système de Compans. Le projet Roulépur comporte également des volets de diagnostic des eaux de ruissellement de voirie, d'analyse de cycle de vie et d'analyse de l'acceptabilité sociale et technique des solutions étudiées.

Objectifs de la thèse

Les principaux objectifs de cette thèse sont :

- 1) d'évaluer l'efficacité épuratoire de deux ouvrages de biofiltration à l'échelle de l'événement pluvieux pour une sélection de micropolluants caractéristiques des eaux de ruissellement de voirie et présentant une diversité de propriétés physico-chimiques,
- 2) de développer la compréhension des processus de rétention et de transfert des contaminants dans l'ouvrage en lien avec les propriétés du substrat filtrant et des polluants,
- 3) d'établir un bilan de masse à l'échelle annuelle afin d'estimer la proportion du flux polluant retenue par l'ouvrage et caractériser le devenir des polluants après leur rétention.

Ce travail s'articule principalement autour d'un suivi *in situ* des systèmes de biofiltration mis en œuvre à Compans, suivi comportant des mesures hydrologiques et de qualité d'eau en continu, un travail d'échantillonnage de l'eau de ruissellement brute et de l'eau traitée, et un travail d'échantillonnage du sol. Ce travail a été couplé avec des travaux de caractérisation du substrat filtrant et des matériaux de construction en laboratoire et avec une approche de modélisation stochastique pour établir les différents termes du bilan de masse.

Structure du manuscrit

Le contenu de ce manuscrit s'appuie en grande partie sur des articles scientifiques, publiés ou soumis dans des revues avec comité de lecture. Ces articles sont intégrés dans le corps du texte dans la langue de rédaction d'origine (français ou anglais) et sont signalés par une page de garde, la fin de l'article étant signalée avec un trait horizontal. Une liste des communications réalisées dans le cadre de cette thèse est fournie en page 303.

La thèse est organisée en trois parties :

Partie I : Etat de l'art. Cette première partie, divisée en deux chapitres, présente l'état des connaissances vis-à-vis de la pollution des eaux de ruissellement de voirie d'une part et des ouvrages végétalisés pour le traitement à la source de ces ruissellements d'autre part. Le premier chapitre commence par une exploration des sources de pollution associées aux routes et à la circulation des automobiles afin (i) d'identifier les molécules à étudier dans la suite de la thèse. Les niveaux de contamination associés à ces polluants dans les eaux de voirie sont ensuite présentés. Enfin, les processus de traitement auxquels chaque molécule étudiée devrait être sensible sont discutés sur la base de leurs propriétés physico-chimique. Le deuxième chapitre clarifie les concepts liés à la gestion à la source des eaux pluviales et aux techniques de biofiltration, avant d'en établir une typologie. Sur la base de cette typologie, on explore les méthodes de conception de ces ouvrages à travers le monde ainsi que les efficacités épuratoires observées lors des études antérieures. Ce chapitre s'appuie en partie sur l'article suivant :

- **Article 1 :** Les ouvrages de biorétention : synthèse des guides internationaux de conception et de maintenance des filtres plantés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines. K. Flanagan, P. Branchu, M.-C. Gromaire. *Techniques Sciences Méthodes*. 2017, 12 : 89-126.

Partie II : Développement méthodologique du suivi in situ. La deuxième partie de la thèse commence par présenter le site d'étude (Compans), le dispositif de gestion des eaux présent au démarrage de la thèse et la méthodologie expérimentale initialement envisagée. Un travail de caractérisation du fonctionnement hydrologique du site est ensuite exposé. Il a conduit à invalider certaines hypothèses de départ de l'étude et a mené à l'aménagement d'un nouvel dispositif de traitement et à une évolution dans les objectifs et méthodes de suivi et. Les dispositifs métrologiques mis en œuvre pour le suivi *in situ*, ainsi que les protocoles d'échantillonnage, les méthodes d'analyse et les méthodes de validation de données sont ensuite présentés. Cette partie s'appuie en partie sur les deux articles suivants :

- **Article 2 :** *Evaluation of the relative roles of a vegetative filter strip and a biofiltration swale in a treatment train for road runoff.* K. Flanagan, P. Branchu, D. Ramier, M.-C. Gromaire. *Water Science and Technology*. 2017, 75(3-4) : 987-997.

- **Article 3:** *Caractérisation du fonctionnement d'un ouvrage de gestion à la source du ruissellement de voirie: approche par modélisation hydrologique et par cartographie de la contamination du sol.* K. Flanagan, D. Tedoldi, P. Branchu, M.-C. Gromaire. *La Houille Blanche*. 2017, 3: 5-14.

Partie III : L'efficacité de rétention et le devenir des micropolluants dans un ouvrage de biofiltration. La troisième partie de la thèse s'intéresse au comportement des micropolluants dans un ouvrage de biofiltration. L'efficacité de rétention des polluants à l'échelle événementielle est tout d'abord caractérisée par une comparaison entre la qualité des eaux traitées et celle des eaux brutes. Par la suite, on approfondit la discussion sur les processus contrôlant la rétention et le transport des polluants dans les deux ouvrages de biofiltration. Pour ce faire, on exploite en commun les données issues des campagnes d'échantillonnage de l'eau et la caractérisation du substrat filtrant et des matériaux de construction de l'ouvrage. Enfin, les données issues du suivi *in situ* sont utilisées pour proposer un modèle stochastique permettant d'établir un bilan de masse de polluants dans la noue filtrante à l'échelle des treize-premiers mois de fonctionnement de l'ouvrage. Cette partie s'appuie essentiellement sur les trois articles suivants :

- **Article 4:** *Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff.* K. Flanagan, P. Branchu, L. Boudahmane, E. Caupos, D. Demare, S. Deshayes, P. Dubois, L. Meffray, C. Partibane, M. Saad, M.-C. Gromaire. *Soumis à Water Research*.
- **Article 5:** *Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff.* K. Flanagan, P. Branchu, L. Boudahmane, E. Caupos, D. Demare, S. Deshayes, P. Dubois, L. Meffray, C. Partibane, M. Saad, M.-C. Gromaire. *Soumission en cours à Science of the Total Environment*.
- **Article 6 :** *Stochastic method for evaluating the removal, fate and associated uncertainties of micropollutants in stormwater biofilters at an annual scale.* K. Flanagan, P. Branchu, P. Branchu, L. Boudahmane, E. Caupos, D. Demare, S. Deshayes, P. Dubois, M. Kajeiou, L. Meffray, C. Partibane, M. Saad, M. Vitart de Abreu Lima, M.-C. Gromaire. *Soumission en cours à Water*.

Partie I: Etat de l'art

Chapitre 1: La contamination des eaux de ruissellement de voirie

Le processus d'urbanisation est souvent associé à une imperméabilisation des sols, ayant pour résultat une augmentation du volume et une dégradation de la qualité des eaux de ruissellement pluvial. Ces eaux sont susceptibles de dégrader la qualité des milieux aquatiques dans lesquels elles sont rejetées (Paul and Meyer, 2001; Walsh et al., 2012). Les eaux de ruissellement des surfaces dédiées à la circulation d'automobiles (voiries, parkings), qui constituent une proportion importante des surfaces imperméables urbaines, se sont avérées particulièrement toxiques envers différents organismes aquatiques (Dorchin and Shanas, 2010; Kayhanian et al., 2008; Watanabe et al., 2011).

Alors que l'étendue des espaces urbanisés croît, amplifiant la pression exercée par ces eaux de ruissellement sur les milieux naturels, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) de l'Union Européenne impose aux états-membres l'atteinte du bon état des milieux, à l'échéance finale de 2027. La DCE établit notamment une définition du bon état écologique (et des paramètres physico-chimiques associés) et du bon état chimique des eaux de surface basé sur des normes de qualité environnementale (NQE) pour une liste de substances identifiées comme prioritaires, comprenant certains éléments traces métalliques (ETM) ainsi que des micropolluants organiques (EC, 2013).

L'objectif de ce chapitre est d'explorer les sources de contamination en micropolluants organiques et en ETM des eaux de voirie, d'identifier une liste de polluants prioritaires à étudier et de caractériser les niveaux de contamination avérés lors d'études précédentes des eaux de ruissellement de voirie. Enfin, à partir de données de spéciation et de propriétés physico-chimiques, on identifiera les processus de traitement auxquels chaque substance devrait être sensible.

1.1. Sources de micropolluants dans les eaux de voirie et sélection de polluants à étudier

Les sources de polluants dans les eaux de ruissellement de voirie comprennent le dépôt atmosphérique, les composants des automobiles (la carrosserie et sa peinture, les pneus, les plaquettes de freins), les gaz d'échappement, les consommables liquides des automobiles, les matériaux de revêtement de surface et les équipements de la route (Markiewicz et al., 2017; Revitt et al., 2014).

1.1.1. Le dépôt atmosphérique

Le dépôt atmosphérique est une source de pollution des surfaces urbaines, pouvant être responsable de flux d'ETM (Sabin et al., 2005), d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Ollivon et al., 2002) et d'autres micropolluants organiques (Gasperi et al., 2014) (Gasperi et al., 2014). Cependant, Al Ali et al. (2017) ont montré que la contribution du dépôt atmosphérique de ces polluants était relativement faible par rapport aux autres sources pour un bassin versant routier, représentant moins de 10% des flux totaux.

1.1.2. Les gaz d'échappement

Les gaz d'échappement peuvent contenir un très grand nombre de molécules organiques du fait de la combustion incomplète du carburant. Ces molécules comprennent des hydrocarbures aliphatiques, des HAP et des HAP oxygénés, des aldéhydes, des cétones, des acides alcanoïques, alkanedioïques, aromatiques et benzoïques (Markiewicz et al., 2017).

1.1.3. Les composants d'automobile

Les carrosseries des automobiles contiennent des composés plastiques, comportant de nombreux adjuvants, y compris des phtalates, des phénols, des HAP et des amines, alors que les peintures peuvent contenir des phtalates et des amines (Markiewicz et al., 2017). Lamprea et al. (2017) ont également caractérisé des émissions en bisphénol-A (BPA) et en alkylphénols (notamment NP) à partir de ces matériaux.

L'usure des plaquettes de freins et des pneus produit des particules pouvant contenir un nombre important de contaminants. Les plaquettes de freins sont une source importante d'ETM, tels que le cuivre, le plomb et le zinc, dans les eaux de ruissellement de voirie (Sjödin et al., 2010). Elles peuvent également contenir des polluants organiques tels que des alcanes, des acides alcanoïques, des HAP, des HAP oxygénés, des benzaldéhydes, des acides benzoïques, des acides oléiques (Markiewicz et al., 2017).

Les pneus comportent un grand nombre d'adjuvants organiques potentiellement toxiques, tels que des phtalates, des alkylphénols et des alkylphénols éthoxylés, des acides alcanoïques, des alcanes, des acides oléiques, des stéaranes, des hopanes, des résines et des HAP (Markiewicz et al., 2017). Des tests d'émission en laboratoire ont démontré des émissions importantes d'octylphénol (OP) et de BPA issues des pneus (Lamprea et al., 2017). Les pneus peuvent également être une source d'ETM, notamment de zinc (Revitt et al., 2014; Sjödin et al., 2010).

1.1.4. Les consommables liquides des automobiles

Les consommables liquides des automobiles incluent les liquides de frein, les huiles moteur, les carburants, les produits de lave-glace et les liquides de refroidissement, ainsi que des produits d'entretien (shampooing, polish) et sont des sources potentielles pour certains micropolluants organiques.

Les liquides de frein sont une source d'éther polyglycolique (Markiewicz et al., 2017), ainsi que du BPA et de nonylphénol (Lamprea et al., 2017), alors que les liquides lave-glaces et les liquides de refroidissement peuvent également contenir du BPA et des alkylphénols (Lamprea et al., 2017).

Les carburants sont principalement composés d'hydrocarbures, aliphatiques et aromatiques. Parmi les HAP, les molécules légères (avec 2-3 cycles) sont les plus abondantes dans les carburants (Stogiannidis and Laane, 2015). Le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et le xylène sont tous des composés toxiques présents en grande quantité dans les carburants (Hilpert et al., 2015). Les carburants étaient une source majeure de plomb avant son interdiction dans l'essence au cours des années 1970 aux Etats-Unis, et en 2000 en France (Miquel, 2001). Depuis, les concentrations en cet élément dans les eaux de ruissellement de voirie ont baissé sensiblement (Kayhanian et al., 2012). Cependant, le plomb a été remplacé dans la composition

de l'essence par le méthyl terbutyl éther (MTBE), un autre composé toxique (Hilpert et al., 2015).

Les huiles moteur comportent également des hydrocarbures pétroliers, y compris des HAP, ainsi qu'une grande quantité d'adjuvants, tels que les alkylphénols et le BPA (Markiewicz et al., 2017).

1.1.5. Le revêtement routier

Les revêtements de surface peuvent être sources d'une variété de polluants. Le goudron est une source avérée de HAP (Mahler et al., 2014); cependant, ce matériau n'est plus employé en France depuis 2013 ; les bitumes en utilisation aujourd'hui ne produisent pas autant de ce polluant (CNAM -TS et al., 2013, p.). Le peut également contenir des ETM (Revitt et al., 2014) ; sa formulation comprend également un grand nombre d'adjuvants, y compris des amines, des amides et des phtalates. Le béton comporte également un grand nombre d'adjuvants comprenant des acides résines et des alkylphénols éthoxylés (Markiewicz et al., 2017; Lamprea et al 2017).

1.1.6. Les équipements de la route

La peinture routière comprend plusieurs adjuvants, comme des alkylphénols éthoxylés, des phtalates et des résines (Markiewicz et al., 2017)

Les panneaux de signalisation et les glissières, construits souvent en acier galvanisé peuvent être source de métaux traces, notamment de zinc (Huber et al., 2016).

1.1.7. Choix des polluants à étudier

Dans le cadre du projet Roulépur, une sélection de polluants caractéristiques des eaux de ruissellement de voirie, ayant des propriétés physico-chimiques variés ont été sélectionnés. La liste de polluants étudiés comprend des paramètres globaux (matières en suspension, carbone organique, formes azotées et phosphorées). ainsi que plusieurs familles de micropolluants sont étudiées (Tableau 1), dont les hydrocarbures totaux, des HAP, des phtalates, des alkylphénols et le BPA, ainsi que des ETM et Parmi cette liste, les paramètres globaux, les ETM, les hydrocarbures et les HAP sont des polluants classiquement étudiés dans les eaux de ruissellement de voirie (Huber et al., 2016; Kayhanian et al., 2012). Le choix d'inclure les phtalates, les alkylphénols et le BPA se justifie par la présence de ces derniers dans de nombreux matériaux associés aux voiries et aux automobiles (les composants et les consommables liquides des automobiles, les revêtements de surface et la peinture routière).

Les micropolluants sélectionnés sont associés à des aléas environnementaux et sanitaires différents. Certains ETM (Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Zn) sont des oligoéléments, essentiels nécessaires au bon fonctionnement des organismes. Cependant, ils peuvent devenir dangereux à des niveaux trop élevés. D'autres ETM (par exemple, Pb, Cd, Hg) n'ont aucune fonction physiologique. Parmi les ETM étudiés, As, Cd, Cr, et Pb, considérés les plus toxiques chez l'humain, présentent des effets de cancérogénicité (As, Cd, Cr, Pb), de neurotoxicité (As, Cd, Pb), de cytotoxicité (Cr) et de toxicité systémique (As, Pb) (Tchounwou et al., 2012). De plus, les ETM peuvent être associés à des effets de perturbation endocrinienne (Iavicoli et al., 2009), à une toxicité envers les plantes (Nagajyoti et al., 2010) et les écosystèmes aquatiques (Baby et al., 2011). Quant aux micropolluants organiques retenus, les HAP sont des polluants

cancérogènes, mutagènes et tératogènes (Abdel-Shafy and Mansour, 2016), alors que les alkylphénols (Bergé et al., 2012), le BPA (Michałowicz, 2014) et les phtalates (Bergé et al., 2013) sont des perturbateurs endocriniens.

Paramètre	Substances et abréviations
Paramètres globaux	Matières en suspension (MES), pH, Conductivité, Turbidité, Carbone organique total (COT), Carbone organique dissout (COD), Azote Kjeldahl (NK), Ammonium (NH ₄ ⁺), Nitrite (NO ₂ ⁻), Nitrate (NO ₃ ⁻), Phosphore total (P), Phosphate (PO ₄ ³⁻)
Éléments traces métalliques	Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chrome (Cr), Cuivre (Cu), Nickel (Ni), Plomb (Pb), Vanadium (V), Zinc (Zn)
Éléments majeurs	Aluminium (Al), Fer (Fe), Manganèse (Mn), Molybdène (Mo), Strontium (Sr), Titane (Ti), Sodium (Na), Potassium (K), Magnésium (Mg), Calcium (Ca), Barium (Ba), Silicium (Si)
Hydrocarbures totaux	Hydrocarbures totaux, C ₁₀ -C ₄₀ (HT)
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	1-méthyl-naphthalène (1MN), 2-méthyl-naphthalène (2MN), Acénaphthène (Acen), Acénaphthylène (Acyl), Anthracène (A), Benzo[a]anthracène (BaA), Benzo[a]pyrène (BaP), Benzo[b]fluoranthène (BbF), Benzo[g,h,i]pérylène (BPer), Benzo[k]fluoranthène (BkF), Chrysène (Chry), Coronène (Cor), Dibenzo[a,h]anthracène (DahA), Fluoranthène (Fluo), Fluorène (F), Indeno[1,2,3-cd]pyrène (IP), Naphthalène (Nap), Phenanthrène (Phen), Pyrène (Pyr)
Alkylphénols et Bisphénol A	Bisphénol-A (BPA), Para-nonylphénol (NP), Nonylphénol monoéthoxylé (NP1EO), Nonylphénol diéthoxylé (NP2EO), Nonylphénol monocarboxylé (NP1EC), 4-tert-octylphénol (OP), Octylphénol monoéthoxylé (OP1EO), Octylphénol diéthoxylé (OP2EO)
Phtalates (PAE)	Diméthyl phtalate (DMP), Di-isobuty phtalate (DiBP), Dibutyle phtalate (DBP), Bis(2-ethylhexyl) phtalate (DEHP), Dinonyl dinonphtalate (DNP)

Tableau 1 : Liste de polluants étudiés dans le cadre du projet Roulépur

Le choix de polluants à étudier a également été motivé par la liste de polluants faisant l'objet de NQE dans la DCE qui comprend des ETM (Cd, Ni, Pb), plusieurs molécules HAP (A, BaP, BbF, BkF, BPer, Fluo, IP, Nap), deux alkylphénols (OP et NP) et un phtalates (DEHP) (EC, 2013).

Un travail de hiérarchisation de micropolluants organiques associés aux voiries et à la circulation automobile, prenant en compte les sources de polluants, leurs propriétés physico-chimiques et les risques associés, a été entrepris par Markiewicz et al. (2017). La hiérarchie (HAP > alcanes C₂₀-C₄₀ > alkylphénols > phtalates > aldéhydes > antioxydants phénoliques > bisphénol A > HAP oxygénés- > naphtha C₅-C₁₂ > amides > amines) soutient la sélection de polluants retenus pour le projet Roulépur.

1.2. Niveaux de contamination des eaux de voiries

La section suivante a pour objet de donner des indications sur les niveaux de contamination caractérisés dans les eaux de ruissellement de voirie lors de travaux scientifiques antérieurs. Comme mentionné précédemment, les paramètres globaux, les ETM et les hydrocarbures (totaux et aromatiques polycycliques) sont des polluants traditionnellement étudiés dans les eaux de ruissellement de voirie. Il existe ainsi dans leur cas un grand nombre d'études scientifiques ayant caractérisé les niveaux de pollution. Au contraire, les PAE, les AP et le BPA sont des polluants plus émergents, pour lesquels on trouve relativement peu de références.

1.2.1. Paramètres globaux

Pour les paramètres globaux, les gammes de valeurs dans les eaux de ruissellement de voirie, issues de synthèses bibliographiques (Kayhanian et al., 2012; Lundy et al., 2012) sont comparées à la valeur maximale (ou la plage de valeur dans le cas du pH) définissant le bon état des eaux de surface (MEEM, 2016) dans le Tableau 2. On observe que le pH de ces eaux, proche du neutre, est généralement dans la gamme d'objectifs. La contamination en MES est extrêmement variable selon les études, dépassant la valeur objective dans la majorité des cas, parfois de 1 ou 2 ordres de grandeur. Les concentrations en carbone organique varient moins et dépassent systématiquement la limite du bon état. En termes de nutriments, seul la

concentration en nitrate est compatible avec le bon état, alors que pour certaines études les concentrations en ammonium, nitrite, phosphore et phosphate dépassent parfois la valeur limite.

	Gammes de valeurs observées Total (Dissout)	Objectif de bon état des eaux de surface (MEEM, 2016)
pH	6.4-7.7 ¹	6.5-8.2
MES (mg/L)	46-476 ¹ 11-5700 ²	<50
CO (mg/L)	12-48 (16-67) ¹	<5 ^D
NK (mg/L – N)	1.4-9.6 ¹	-
NH ₄ ⁺ (mg/L – N)	0.21-1.8 ¹	<0.4
NO ₃ ⁻ (mg/L – N)	<0.01-1.5 ¹	<11
NO ₂ ⁻ (mg/L – N)	0.03-0.22 ¹	<0.09
P (mg/L – P)	0.13-0.9 ¹	<0.2
PO ₄ ³⁻ (mg/L – P)	0.1-0.4 ¹	<0.16

Tableau 2 : Valeurs de paramètres globaux observées lors d'études antérieures sur les eaux de ruissellement de voirie, ¹(Kayhanian et al., 2012), ²(Lundy et al., 2012) ^DValeur dans la phase dissoute. Les gammes présentées sont issues de synthèses bibliographiques, prenant en compte plusieurs sites.

1.2.2. Eléments traces métalliques

Elément trace	Gammes de valeurs observées Total (Dissous)	NQE (phase dissoute)
As (µg/L)	0.7-11.6 (0.2-1.4) ¹	0.83*
Cd (µg/L)	0.056-4.9 (0.03-1.4) ¹ 0.2-13 ² 0.05-37 (0.01-3.8) ³	0.15 ^{***} , ^{***}
Cr (µg/L)	6.5-140 (1.7-3.4) ¹ 1-105 (0.5-22) ³	3.4*
Cu (µg/L)	18-351 (7.2-66) ¹ 6-430 (2.7-151) ³ 6-120 ⁴	1
Ni (µg/L)	5.5-20 (1.2-16) ¹ 4-70 ² 2-93 (0.5-29) ³	4 ^{**}
Pb (µg/L)	9.8-1860 (0.3-10) ¹ 3-2410 ² 1.4-380 (0.01-12.8) ³	1.2 ^{**}
Zn (µg/L)	63-19100 (23-416) ¹ 53-3550 ² 21-2234 (5-2118) ³	7.8*

Tableau 3 : Niveaux de contamination en éléments traces observés dans les eaux de ruissellement de voirie ¹(Kayhanian et al., 2012) , ²(Lundy et al., 2012), ³(Huber et al., 2016), ⁴(Revitt et al., 2014) par rapport aux normes de qualité environnemental (NQE) *françaises (MEEM, 2016) ou **Européennes (EC, 2013) , *valeur pour classe 4 dureté, typique d'Ile de France. Les gammes présentées sont issues de synthèses bibliographiques, prenant en compte plusieurs sites.**

Le Tableau 3 répertorie les niveaux de contamination mesurés dans des études antérieures pour les ETM étudiés dans le cadre de Roulépur et ayant une norme de qualité environnementale (NQE) en France. Les concentrations en ETM sont très variables entre les études, du fait de différences entre les infrastructures routières, les niveaux et les conditions de circulation et les environnements urbains (Huber et al., 2016).

Les NQE, qui s'appliquent uniquement sur la phase dissoute pour les ETM, sont dépassés au moins dans certains cas pour l'ensemble de ces polluants. Les concentrations dissoutes observées pour le Cu et le Zn sont parfois supérieures à la NQE de quelques ordres de grandeur. Les concentrations observées en As, Cd, Cr, Ni et Pb se situent plus proches aux NQE associées.

1.2.3. Hydrocarbures totaux et hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les niveaux de concentration en hydrocarbures totaux (HT) et en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) recueillis dans la littérature scientifique sont présentés dans le Tableau 4. Les concentrations en HT sont très variables, selon les sites mais également selon les événements pluvieux, pouvant atteindre des pics de concentration de l'ordre de quelques milligrammes par litre (Roinas et al., 2014), notamment en cas de fuite depuis des véhicules ou de pollution accidentelle. Le plus souvent exprimées en termes de la somme des 16 molécules HAP prioritaires de l'US EPA, les HAP sont généralement présents à des concentrations de l'ordre de quelques microgrammes par litre (DiBlasi et al., 2009; Leroy et al., 2016; Lundy et al., 2012; Zhang et al., 2008b).

	Gammes de valeurs observées
HT (µg/L)	7.5-400 ¹
	30-1320 ²
	100-17000 ³
	120-13000 ⁴
	46-1845 ⁵
Σ ₁₆ HAP (µg/L)	0.3-6 ¹
	2.0-19 ²
	0.29-5.16 ⁶
	0.5-39 ⁷

Tableau 4 : Niveaux de contamination en hydrocarbures totaux (HT) et en HAP dans les eaux de ruissellement de voirie ¹(Lundy et al., 2012), ²(Leroy et al., 2016),³(Roinas et al., 2014), ⁴(Kayhanian et al., 2007), ⁵(Drapper et al., 1999), ⁶(DiBlasi et al., 2009), ⁷(Zhang et al., 2008b). Les valeurs de Lundy et al. (2012) sont issues d'une synthèse bibliographiques, les autres études présente des valeurs par site.

On observe dans le Tableau 5 que les HAP les plus présents dans les eaux de ruissellement de voirie sont généralement le fluoranthène (Fluo) et le pyrène (Pyr) (Brown and Peake, 2006; Stachel et al., 2010; Zhang et al., 2008b). Alors que les concentrations en naphtalène (Nap) sont bien inférieures à la NQE (qui s'applique à la concentration totale), celles de l'anthracène (A) sont du même ordre de grandeur que la norme (Stachel et al., 2010; Zhang et al., 2008b). En revanche, les NQE du fluoranthène et du benzo[a]pyrène (BaP) sont dépassées de plusieurs ordres de grandeur (Leroy et al., 2016; Stachel et al., 2010; Zhang et al., 2008b), ce qui indique

que, même avec une forte dilution, les eaux de ruissellement de voirie peuvent dégrader la qualité des milieux récepteurs au-delà de cette limite.

	Zhang et al. (2008b) ¹	Stachel et al. (2010) ²	Leroy et al. (2016) ³	NQE-MA
Nap (ng/L)	105	<30	-	2000
Acyl (ng/L)	24	-	-	-
Acen (ng/L)	10	-	-	-
F (ng/L)	66	-	-	-
A (ng/L)	69	<30-110	-	100
Phen (ng/L)	524	110-600	300-10500	-
Fluo (ng/L)	1041	270-1100	-	6.3
Pyr (ng/L)	718	210-930	-	-
BaA (ng/L)	180	50-180	-	-
Chry (ng/L)	471	110-470	-	-
BaP (ng/L)	178	150-650	100-1000	0.17
BkF (ng/L)	153	<20-110	-	-
BPer (ng/L)	86	100-330	-	-
IP (ng/L)	47	40-170	-	-
BbF (ng/L)	218	70-330	-	-
DahA (ng/L)	7	-	-	-

Tableau 5 : Niveaux de concentration (¹Moyenne géométrique pour un site, ²gamme observée sur plusieurs sites, ³gamme observée sur un site) en molécules HAP individuelles dans les eaux de ruissellement de voirie par rapport aux normes de qualité environnementale eau douce exprimées en valeur moyenne annuelle NQE-MA Européennes (EC, 2013), applicables aux concentrations totales.

1.2.4. Alkylphénols et BPA

	Gammes de valeurs observées	NQE-MA
BPA (ng/L)	240-2500 ¹	-
OP (ng/L)	110-210 ² 150-1900 ¹	100
4-NP (ng/L)	170-3600 ¹ 1500-1900 ² 450-1200 ³	300
NP ₁ EO (ng/L)	1100 ³	-
NP ₂ EO (ng/L)	2000 ³	-

Tableau 6 : Niveaux de concentration en alkylphénols et BPA dans les eaux de ruissellement de voirie ¹(Stachel et al., 2010), ²(Bressy, 2010), ³(Björklund et al., 2009) par rapport aux normes de qualités environnementales Européennes (EC, 2013). *Concentrations dans les eaux de ruissellement urbaines, Q₂₀-Q₈₀.

Le Tableau 6 récapitule les données issues des rares études existant dans la littérature scientifique vis-à-vis de la pollution des eaux de ruissellement de voirie en alkylphénols et en bisphénol-A (BPA). Ces études montrent que la contamination de ces eaux en octylphénol (OP) et en nonylphénol (4 NP) dépasse fréquemment les NQE pour ces substances (Björklund et al., 2009; Bressy, 2010; Stachel et al., 2010). Une contamination en nonylphénols éthoxylés est également avérée (Björklund et al., 2009). Puisque le NP peut être un produit de dégradation des composés éthoxylés (Bergé et al., 2012), cela peut engendrer une augmentation de NP dans les dispositifs de traitement ou dans le milieu naturel. On observe également une contamination en BPA. Il n'existe pas de NQE pour cette substance mais on observe que les

valeurs les plus élevées dépassent la concentration prévisible sans effet (PNEC) qui est de 1600 ng/L (INERIS, 2017).

1.2.5. Phtalates

Comme pour les alkylphénols, les études scientifiques s'intéressant à la contamination des eaux de ruissellement de voirie par les phtalates sont rares (Tableau 7). La molécule le plus souvent étudiée est le bis(2-ethylhexyl) phtalate (DEHP), le seul phtalate à être considéré comme polluant prioritaire dans la DCE. Le DEHP est présent dans les eaux de ruissellement de voirie à des concentrations bien supérieures à celles du diméthyl phtalate (DMP) et du dibutyl phtalate (DBP). Ces concentrations excèdent généralement la NQE (Björklund et al., 2009; Clara et al., 2010; Stachel et al., 2010).

	Gammes de valeurs observées	NQE-MA
DMP (µg/L)	<0.005-0.079 ¹	-
DBP (µg/L)	<0.025 – 0.27 ¹	-
DEHP (µg/L)	0.45-8.5 ¹ 6-78 ² <1-5 ³	1.3

Tableau 7 : Niveaux de concentration des phtalates dans les eaux de ruissellement de voirie ¹(Clara et al., 2010), ²(Stachel et al., 2010), ³(Björklund et al., 2009) par rapport aux normes de qualité environnementale Européennes eau douce exprimées en valeur moyenne annuelle (EC, 2013).

1.3. Spéciation physique et propriétés physico-chimiques des micropolluants

Les propriétés physico-chimiques des micropolluants jouent un rôle important vis à vis de leur comportement et donc de leur devenir dans le milieu naturel. Elles caractérisent également leur potentiel de rétention vis à vis de différentes méthodes de traitement. L'objectif de cette section est d'explorer les caractéristiques des micropolluants étudiés et de discuter des méthodes de traitement susceptibles de les retenir et / ou à les dissiper.

La spéciation physique d'un polluant entre la phase dissoute et la phase particulaire est une caractéristique particulièrement importante qui conditionne le choix d'une méthode de traitement à mettre en œuvre. Cette spéciation dépend (i) de l'affinité du polluant pour la phase solide, en l'occurrence les matières en suspension (MES), par rapport à son affinité pour la phase liquide (l'eau), (ii) du ratio entre la phase solide et la phase liquide (i.e. la concentration en MES) et (iii) de la nature des sources du polluant (particulaire ou dissoute).

L'affinité relative d'un polluant pour une phase solide par rapport à une phase liquide est décrite par son coefficient de partage (K_D), qui est le ratio de la teneur dans la phase particulaire sur la concentration dans l'eau, ayant pour unité L/kg. Dans le cas de polluants organiques, l'affinité pour un substrat est essentiellement due à son attraction pour la matière organique ; ainsi pour les polluants organiques, le K_D est souvent représenté comme le produit de la fraction de carbone organique d'un solide (f_{oc}) et un coefficient de partage normalisé au carbone organique (K_{OC}). Le K_{OC} est fortement corrélé avec le coefficient de partage octanol-eau (K_{OW}) d'une substance, mesure de son hydrophobicité (Delle Site, 2001). Bien que, en

log K _D (log K _{OC})	Concentration en MES (mg/L)	Fraction Particulaire
1 (1.7)	10	0.01%
	50	0.05%
	100	0.1%
	500	0.5%
	1000	1.0%
	5000	4.8%
2 (2.7)	10	0.1%
	50	0.5%
	100	1.0%
	500	4.8%
	1000	9.1%
	5000	33%
3 (3.7)	10	1.0%
	50	4.8%
	100	9.1%
	500	33%
	1000	50%
	5000	83%
4 (4.7)	10	9.1%
	50	33%
	100	50%
	500	83%
	1000	91%
	5000	98%
5 (5.7)	10	50%
	50	83%
	100	91%
	500	98%
	1000	99%
	5000	99.8%
6 (6.7)	10	91%
	50	98%
	100	99%
	500	99.8%
	1000	99.9%
	5000	99.98%

Tableau 8 : Fraction d'un polluant associé à la phase particulaire en fonction de son coefficient de partage (K_D) entre l'eau et la phase particulaire et la concentration en matières en suspension (MES) de l'eau de ruissellement. On présente pour référence un K_{OC} correspondant au K_D, supposant f_{OC}=0.2

pratique, le K_{OC} puisse varier en fonction de la nature de la matière organique et de la matrice aquatique (LeFevre et al., 2014), cette relation permet d'extrapoler un coefficient de partage observé d'une phase solide à une autre, dès lors qu'on connaît sa teneur en carbone organique.

Il est également possible d'estimer un K_{OC} (et donc un K_D pour un solide dont la teneur en carbone organique est connue) à partir du K_{OW} .

Afin de se rendre compte de la spéciation résultant d'un coefficient de partage, le Tableau 8 présente la proportion d'un polluant associée à la phase particulaire en fonction de sa concentration en MES, pour une large gamme de concentrations pouvant être retrouvées dans les eaux de ruissellement de voirie (Lundy et al., 2012) et différentes valeurs de K_D . Afin de pouvoir relier ces résultats aux K_{OC} pour différents polluants, on prend l'hypothèse que les MES contiennent 20% de carbone organique, valeur typique pour les eaux de ruissellement de voirie (Krein and Schorer, 2000).

On observe que des polluants associés à un $\log K_D$ de 1 ou 2 ($\log K_{OC}$: 1.7 ou 2.7) seront essentiellement présents en phase dissoute quelle que soit la concentration en MES (dans la gamme typique des eaux de ruissellement de voirie). Les polluants ayant un $\log K_D$ de 3 ou 4 ($\log K_{OC}$ de 3.7 ou 4.7) peut être majoritairement présents sous forme dissoute ou particulaire en fonction de la concentration en MES,. Les polluants associés à un $\log K_D$ de 5 ou 6 ($\log K_{OC}$ de 5.7 ou 6.7) tendront à être présents majoritairement sous forme particulaire dans la gamme de concentrations en MES considérée.

Il est ainsi de prévoir la spéciation physique des polluants en fonction de leur coefficient de partage. Cependant, cette prévision repose sur l'hypothèse de l'existence d'un équilibre entre les phases particulaire et dissoute. Cette hypothèse n'est pas valable lorsque la source d'un polluant est particulaire, par exemple, quand le polluant est intégré dans les particules d'usure de plaquettes de freins ou de pneus. Dans ce cas, le polluant peut être plus particulaire que ce qui est prévu par un coefficient de partage typique car la concentration dans la phase dissoute sera limitée par la dynamique de lixiviation du polluant depuis la phase solide. L'équilibre peut également être modifié si un polluant présent en phase « dissoute » n'est pas labile mais est associé à des colloïdes ou à la matière organique dissoute.

1.3.1. Eléments traces Métalliques

Dans les eaux de ruissellement de voirie, les ETM, avec des $\log K_D$ compris entre 3 et 4.5 pour Pb, Cr, Ni, Zn, et Cu (sauf une valeur de $\log K_D$ de 2.20 rapportée pour le Zn), semblent avoir plus d'affinité pour la phase particulaire que la phase liquide Parmi cette liste, on observe que le Pb a le plus d'affinité pour la phase particulaire, suivi par le Cr, le Cu, le Zn et le Ni.

	$\log K_D$ (L/kg)
Pb	3.84 à 4.67 (n= 8)
Cr	4.41, 3.89 ¹ 3.43 ³
Ni	3.48, 3.20 ¹
Zn	3.94, 3.49 ¹ 3.97, 3.18, 2.20, 3.04, 3.70 ² 3.90 ³
Cu	4.15, 3.64 ¹ 4.26, 3.84, 3.15, 3.57, 4.20 ² 3.51 ³

Tableau 9: Coefficients de partage d'éléments traces entre les matières en suspension et la phase soluble dans les eaux de ruissellement de voirie, ¹(Sansalone et al., 1996), ²(Sansalone and Buchberger, 1997), ³(Maniquiz-Redillas and Kim, 2014).

Ces valeurs de coefficients de partage sont celles pour laquelle la spéciation est très sensible à la concentration en MES (Tableau 8) ; ainsi, la spéciation de ces éléments pourrait varier fortement en fonction de la production en particules du bassin versant.

A travers une synthèse de la littérature scientifique, Huber et al. (2016) a trouvé que le Pb et le Cr tendaient à être présents majoritairement associés à la phase particulaire, alors que Ni et Cd tendaient à être plus associés à la phase dissoute et que Zn et Cu avaient un comportement intermédiaire.

La présence d'une fraction importante de certains ETM (Pb, Cr) dans la phase particulaire indique qu'un traitement efficace de ces métaux nécessitera une rétention des particules. De plus, les particules fines en suspension (la définition exacte de *particules fines* varie de 25-38µm, <50µm, <75 µm, <43 µm et <20µm entre les études) tendent à être les plus contaminées en ETM (Kayhanian et al., 2012). Cela indique que la filtration sera une méthode de traitement plus efficace que la décantation, qui fonctionne essentiellement pour des particules grossières (Clark and Pitt, 2012).

Les ETM dans la phase dissoute peuvent être retenus dans un système de traitement par sorption ou par précipitation. La sorption comprend deux processus différents : la physisorption, processus de sorption facilement réversible où des cations hydratés sont liés à une surface ayant une charge négative par des interactions électrostatiques, et la chimisorption, processus de sorption caractérisé par des liaisons chimiques entre un cation et des oxyhydroxydes ou la matière organique ; ces liaisons ont une plus forte énergie du fait de la perte de la sphère d'hydratation des cations et sont donc moins facilement réversibles que celles mises en jeu dans la physisorption. Enfin, la précipitation (ou co-précipitation) peut avoir lieu entre les cations et les anions en solution, par exemple avec OH⁻, CO₃²⁻ ou PO₄³⁻, surtout à concentrations élevées et en conditions basiques (Tedoldi et al., 2016).

Les ETM sont conservatifs ; ainsi, la rétention de ces polluants implique un transfert de la contamination depuis l'eau vers le système de traitement.

1.3.2. Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont des polluants non-polaires, ayant des structures moléculaires composées de cycles aromatiques ; de ce fait, ils sont fortement hydrophobes caractérisés par un logK_{ow} compris entre 3.3 et 7.9 (Tableau 10). Cette hydrophobicité traduit aussi une tendance du polluant à être associés à la matière organique, représentée par le K_{oc}, et implique une affinité de ces polluants pour les MES.

Les propriétés physico-chimiques des HAP suivent des tendances en fonction de leur nombre de cycles aromatiques et de leur masse moléculaire. Lorsque la taille de la molécule augmente, les HAP deviennent plus hydrophobes et moins solubles.

De ce fait, on s'attend à ce que les HAP lourds (4-7 cycles) soient plus particulaires que les HAP légers (2-3 cycles). En effet, Zhang et al. (2008b) ont observé que 21 à 44% des HAP légers sont présents en phase dissoute par rapport à 2-13% pour les HAP lourds. De façon similaire, Shinya et al. (2000) ont trouvé que la corrélation entre les concentrations en HAP et les matières en suspension était plus forte pour les HAP lourds que les HAP légers.

Nombre de cycles	Polluant	N° CAS	Formule	Masse Molaire (g/mol)	Solubilité (mg/L)	log K _{ow}	log K _{oc}	T _{1/2} biodégradation (jours)	Constante de Henry (Pa.m ³ /mol)
2	Nap	91-20-3	C ₁₀ H ₈	128.2	30-32 ^a	3.30-3.45 ^a	2.79-3.46 ^a	1.9-61 ^a	43-74 ^a
	1MN	90-12-0	C ₁₁ H ₁₀	142.2	27-30 ^a	3.87-3.87 ^a	3.04-3.45 ^a	1.8-2.1 ^a	26-51 ^a
	2MN	91-57-6	C ₁₁ H ₁₀	142.2	24-26 ^a	3.86-4.07 ^a	3.65-3.76 ^a	3.9 ^b	32-51 ^a
3	Acyl	208-96-8	C ₁₂ H ₈	152.2	6.4-14 ^a	3.76-4.08 ^a	3.79-5.15 ^a	53-198 ^a	11-12 ^a
	Acen	83-32-9	C ₁₂ H ₁₀	154.2	3.6-4.5 ^a	3.92-4.03 ^a	3.67-5.15 ^a	34-224 ^a	10-18 ^a
	F	86-73-7	C ₁₃ H ₁₀	166.2	1.7-2.0 ^a	4.13-4.21 ^a	3.94-5.25 ^a	49-173 ^a	6.8-10 ^a
	A	120-12-7	C ₁₄ H ₁₀	178.2	0.043-0.075 ^a	4.45-4.63 ^a	4.20-4.92 ^a	50-356 ^a	3.8-7.0 ^a
	Phen	85-01-8	C ₁₄ H ₁₀	178.2	1.0-1.6 ^a	4.46-4.61 ^a	4.17-4.83 ^a	11-64 ^a	3.5-4.4 ^a
4	Fluo	206-44-0	C ₁₆ H ₁₀	202.3	0.20-0.26 ^a	4.91-5.17 ^a	4.61-5.93 ^a	268-560 ^a	0.64-2.0 ^a
	Pyr	129-00-0	C ₁₆ H ₁₀	202.3	0.11-0.15 ^a	4.87-5.22 ^a	4.66-5.45 ^a	210-1900 ^a	0.96-1.9 ^a
	BaA	56-55-3	C ₁₈ H ₁₂	228.3	0.0092-0.014 ^a	5.51-5.84 ^a	5.18-6.40 ^a	190-1496 ^a	0.39-1.1 ^a
	Chry	218-01-9	C ₁₈ H ₁₂	228.3	0.0015-0.0030 ^a	5.71-5.85 ^a	5.11-6.65 ^a	371-1484 ^a	0.28-0.53 ^a
5	BaP	50-32-8	C ₂₀ H ₁₂	252.3	0.00032-0.0039 ^a	5.97-6.44 ^a	5.37-6.46 ^a	160-913 ^a	0.0088-0.043 ^a
	BkF	207-08-9	C ₂₀ H ₁₂	252.3	0.00080-0.00098 ^a	6.04-6.63 ^a	6.02-6.84 ^a	1648-5608 ^a	0.043-0.084 ^a
	DahA	53-70-3	C ₂₂ H ₁₄	278.3	0.00054-0.0014 ^a	6.50-6.68 ^a	5.56-6.57 ^a	361-628 ^a	0.0074-0.0076 ^a
	BbF	205-99-2	C ₂₂ H ₁₄	278.3	0.0013-0.0015 ^a	6.09-6.64 ^a	6.09-6.59 ^a	1648-5608 ^a	0.049-0.051 ^a
6	BPer	191-24-2	C ₂₂ H ₁₂	276.3	0.00021-0.00075 ^a	6.48-7.01 ^a	6.51-7.22 ^a	626-2456 ^a	0.027-0.028 ^a
	IP	193-39-5	C ₂₂ H ₁₂	276.3	0.00019-0.0012 ^a	7.10-7.90 ^a	6.36-6.91 ^a	139-730 ^b	0.028-0.029 ^a
7	Cor	191-07-1	C ₂₄ H ₁₂	300.3	0.00012-0.00014 ^a	6.28-7.78 ^a	5.56-7.24 ^a	-	0.00215 ^b

Tableau 10 : Propriétés physico-chimiques des molécules HAP étudiées : ^aQ20-Q80 (Mackay, 2006), ^b min-max ou valeur unique (U.S. National Library of Medicine, 2018)

Famille	Polluant	N° CAS	Formule	Masse Molaire (g/mol)	Solubility (mg/L)	log K _{ow}	log K _{oc}	T _{1/2} biodégradation (jours)	K _{Henry} (Pa.m ³ /mol)
	BPA	80-05-7	C ₁₅ H ₁₆ O ₂	228.3	300 ^b	3.32 ^b	2.06-3.59 ^b	2.5-4 ^b	4.10 ⁻⁶ ^b
Alkylphénols	NP ₁ EC	3115-49-9	C ₁₇ H ₂₆ O ₃	278.3	40 ^c	4.12 ^e	2.18-4.10 ^c	31-36 ^c	0.018 ^c
	OP	140-66-9	C ₁₄ H ₂₂ O	206.3	5-13 ^d	3.7-5.3 ^d	3.44-4.30 ^d	>83 ^c	0.699 ^d
	OP ₁ EO	2315-67-3	C ₁₆ H ₂₆ O ₂	250.4	-	4.15-4.86 ^c	3.26-4.09 ^c	2.5-289 ^c	-
	OP ₂ EO	2315-61-9	C ₁₈ H ₃₀ O ₃	294.4	5.16 ^c	4.59 ^c	3.02 ^c		-
	4-NP	84852-15-3	C ₁₅ H ₂₄ O	220.4	5.40-5.43 ^e	4.31-6.27 ^a	4.70-5.60 ^e	2.5-99 ^b	3-4 ^e
	NP ₁ EO	27986-36-3	C ₁₇ H ₂₈ O ₂	264.4	3.02 ^e	4.17 ^e	5.46 ^e	50-77 ^c	-
	NP ₂ EO	27176-93-8	C ₁₉ H ₃₂ O ₃	308.5	3.28-3.38 ^e	4.21 ^e	5.18 ^e	-	-
Phtalates	DMP	131-11-3	C ₁₀ H ₁₀ O ₄	194.2	3734-4456	1.55-1.65 ^a	1.60-2.20 ^a	1.4-7 ^a	0.011-0.11 ^a
	DiBP	84-69-5	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	278.4	7.6-21.1 ^a	4.11-4.45 ^a	3.04-3.11 ^a	1.3-2.6 ^a	0.04-0.11 ^a
	DBP	84-74-2	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	278.3	9.7-20.0 ^a	4.10-4.72 ^a	1.83-4.03 ^a	1.4-15.6 ^a	0.040-0.29 ^a
	DEHP	117-81-7	C ₂₄ H ₃₈ O ₄	390.6	0.025-2.49 ^a	5.09-8.26 ^a	4.32-5.25 ^a	5-152 ^a	0.027-1.4 ^a
	DNP	84-76-4	C ₂₆ H ₄₂ O ₄	418.6	1.74.10 ⁻⁵ ^b	9.52 ^b	6.6 ^b	5-8 ^b	1.4 ^b

Tableau 11 : Propriétés physico-chimiques de BPA, des alkylphénols et des phtalates: ^aQ₂₀-Q₈₀ (Mackay, 2006), ^b min-max ou valeur unique (U.S. National Library of Medicine, 2018), ^c min-max ou valeur unique (European Chemicals Agency, 2018), ^d min-max ou valeur unique (INERIS, 2017), ^e min-max ou valeur unique (Bergé et al., 2012)

La spéciation des HAP ayant des $\log K_{OC}$ inférieurs à 5 (ce qui est généralement le cas des HAP légers) devrait être relativement sensible à la concentration en MES de l'eau ; il est probable que ces polluants sont répartis entre les phases dissoutes et particulaires. Les HAP lourds, avec des $\log K_{OC}$ souvent supérieurs de 5.7, devraient être majoritairement particulaires pour toute la gamme de concentrations en MES pouvant être rencontrées dans les eaux de ruissellement de voirie (Tableau 8).

Le caractère plutôt particulaire des HAP implique que leur traitement doit se baser sur la rétention des particules. Comme les ETM, les HAP dans les eaux de ruissellement de voirie sont généralement associés à la fraction fine des particules (Aryal et al., 2005). Ainsi, la filtration physique serait un processus de traitement plus adapté que la décantation (Clark and Pitt, 2012).

Puisqu'une proportion non-négligeable des HAP peut être présente dans la phase dissoute, surtout sur des bassins versants produisant peu de MES, la sorption sur un substrat organique semble également une méthode de traitement adaptée.

Au contraire des ETM, les HAP ne sont pas conservatifs et peuvent être dissipés. Plus biodégradables et plus volatiles, comme l'indiquent respectivement le temps de demi-vie et la constante de Henry dans le Tableau 10, les HAP légers devraient se dissiper relativement rapidement, alors que les HAP lourds auront plus tendance à s'accumuler dans un système de traitement. Les HAP peuvent également être sensibles à la photodégradation (Mackay, 2006).

1.3.3. Alkylphénols et BPA

Avec un $\log K_{OC}$ entre 2.06 et 3.59, on peut s'attendre à ce que le BPA, le polluant le moins hydrophobe de ce groupe, soit présent majoritairement dans la phase dissoute dans les eaux de ruissellement de voirie, à moins que ses sources soient particulaires. La méthode de traitement la plus adaptée à ce polluant serait donc la sorption sur un substrat organique. Avec une demi-vie de 2.5-4 jours, la biodégradation de BPA pourrait être un processus de devenir important. En revanche, ce contaminant est très peu volatile avec une constante de Henry de 4.10^{-6} Pa.m³/mol.

Les alkylphénols sont généralement plus hydrophobes que le BPA (Tableau 11). Les OP et les OPEO ($\log K_{OC}$: 3.40-4.30) tendent à être moins hydrophobes que le NP et le NPEO ($\log K_{OC}$: 4.31-6.27). D'après ces chiffres, on peut s'attendre à ce que les OP/OPEO soient relativement plus présents en phase dissoute que le NP/NPEO. Le NP₁EC ($\log K_{OC}$: 2.18-4.10) est moins hydrophobe que les NP/NPEO. Il est probable que ces polluants soient répartis dans les eaux de ruissellement entre les phases dissoute et particulaire. Leur spéciation serait sensible aux concentrations en MES observées. Ainsi, la rétention des particules par filtration ou par décantation, ainsi que la sorption par un substrat filtrant organique, pourraient être des méthodes de rétention efficaces. Ces polluants seraient modérément biodégradables et volatiles, ce qui pourrait limiter leur cumul dans un ouvrage de traitement.

1.3.4. Phtalates

Les phtalates sont une famille de polluants dont l'hydrophobicité est extrêmement variable d'un composé à l'autre, les $\log K_{OW}$ allant de 1.55 à 9.52 et des $\log K_{OC}$ de 1.60 à 6.60. Il est probable que le DMP ($\log K_{OC}$: 1.60-2.20) soit surtout présent en phase dissoute dans les eaux de ruissellement de voirie, alors que le DNP ($\log K_{OC}$: 6.6) serait majoritairement associé à la

phase particulaire. Pour le DBP ($\log K_{OC}$: 3.04-3.11), le DiBP ($\log K_{OC}$: 1.83-4.03) et le DEHP ($\log K_{OC}$: 4.32-5.25) des comportements intermédiaires sont attendus, avec des proportions non-négligeables dans les deux phases.

Ainsi, il est probable que le traitement des phtalates dans les eaux de ruissellement de voirie nécessite une rétention des particules par décantation ou par filtration, ainsi qu'un traitement des polluants dissous. Alors que la sorption sur un substrat organique devrait être efficace pour la DBP, DiBP et la DEHP, la faible hydrophobicité du DMP pourrait aussi limiter l'efficacité de sorption comme méthode de traitement pour ce polluant.

Les phtalates sont tous relativement biodégradables, ce qui pourrait limiter leur cumul dans un système de traitement. Ils sont en revanche relativement peu volatiles.

1.3.5. Recommandations de méthodes de traitement des micropolluants dans les eaux de ruissellement de voirie

Parmi les polluants étudiés, certains contaminants (Pb, Cr, HAP lourds, DNP) seraient essentiellement associés à la phase particulaire dans les eaux de ruissellement de voirie, alors que d'autres seraient répartis entre les phases dissoute et particulaire (Zn, Cu, HAP légers, AP et APEO, DBP, DiBP, DEHP) ou majoritairement dissous (Ni, Cd, BPA, DMP). Nous avons également observé que la spéciation physique peut être sensible aux concentrations en MES, et donc peut varier entre bassins versants et entre événements pluvieux. On note aussi que certains polluants dont les sources sont particulières peuvent être plus particulières en pratique que ce qui est prévu par leurs coefficients de partage.

L'importance de la phase particulaire pour les polluants étudiés implique que le traitement de ces polluants nécessite une rétention des particules. De plus, les polluants, du moins les ETM les HAP, sont préférentiellement associés aux particules fines (Kayhanian et al., 2007). Bien qu'il n'existe pas d'étude par rapport à la répartition de la pollution en BPA, AP et phtalates entre les fractions granulométriques, il est également probable que ces polluants s'associent préférentiellement aux particules fines, dont la surface spécifique est supérieure à celle des particules grossières (Delle Site, 2001). Puisque la décantation est plus efficace pour la rétention de particules grossières, la filtration physique serait la méthode de traitement la plus adaptée à ce type de pollution (Clark and Pitt, 2012).

Les micropolluants dissous sont susceptibles d'être retenus par la sorption. Les ETM sous forme cationique peuvent être retenus par des substances ayant des charges de surfaces négatives, tels que les argiles ou la matière organique. Puisque tous les micropolluants organiques étudiés sont hydrophobes, ils sont susceptibles d'être retenus par la matière organique.

Certains micropolluants étudiés sont aussi sensibles à la biodégradation et la volatilisation. Les demi-vies de biodégradation les plus courtes, sur l'ordre de quelques jours, ont été observées pour la Nap, 1MN, 2MN, le BPA, la DMP et la DiBP. Pour que la biodégradation soit une méthode de traitement principale de ces polluants, un temps de séjour de plusieurs jours serait nécessaire dans l'ouvrage de traitement, ce qui n'est probablement pas faisable. Cependant, la biodégradation peut permettre la dissipation de la pollution retenue dans un ouvrage de traitement. La volatilisation peut également contribuer à la dissipation de certains polluants.

La section suivante portera sur une technique pouvant être adaptée au traitement de ces polluants, s'inscrivant dans le paradigme de gestion à la source des eaux pluviales : les ouvrages

végétalisés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement de voirie. Ces techniques apportent une fonction de filtration à travers un substrat filtrant végétalisé, pouvant également être conçu pour favoriser les processus de sorption de polluants dissous. Le caractère vivant de ces types d'ouvrage favorise les processus de biodégradation des micropolluants organiques.

Chapitre 2: Les ouvrages végétalisés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines

2.1. Clarification de concepts relatifs à la gestion des eaux pluviales

La terminologie associée aux concepts de la gestion des eaux pluviales est devenue de plus en plus complexe et variée au cours des dernières décennies, résultat des évolutions importantes dans ce domaine. A travers le monde et dans différents contextes, une panoplie de termes est utilisée pour décrire les paradigmes et les ouvrages associés à ces nouveaux modes de gestion (Fletcher et al., 2014). L'objectif de cette section est d'explorer ces différents termes afin d'établir une compréhension claire des principes qu'ils décrivent.

2.1.1. La nouvelle génération de paradigmes de gestion des eaux pluviales

2.1.1.1. *Low impact development (LID)*

Le *low impact development (LID)*, ou développement à faible impacte, est un concept largement répandu en Amérique du Nord, développé par le Prince George's County au Maryland aux Etats-Unis au début des années 1990 (US EPA, 2000). Cette approche, qui s'adresse uniquement aux eaux pluviales, a pour objectif de maintenir ou de se rapprocher du fonctionnement hydrologique initial d'un site. Des techniques de gestion des eaux pluviales permettent d'assurer une répartition entre les termes du bilan hydrique : ruissellement, infiltration, stockage, recharge de la nappe et évapotranspiration. Les techniques de *LID* limitent ainsi les impacts de l'urbanisation sur les milieux aquatiques naturels à travers des techniques de contrôle sur site (Prince George's County, Maryland, 1999).

2.1.1.2. *Water sensitive urban design (WSUD)*

Le *water sensitive urban design (WSUD)*, ou l'urbanisme attentif à l'eau, est un concept de gestion de l'eau en milieu urbain dont la première utilisation date des années 1990 en Australie et qui commence à trouver une utilisation internationale, surtout en Nouvelle Zélande et au Royaume-Uni (Fletcher et al., 2014). Cette expression fait référence au processus de conception, alors que le terme *water sensitive cities*, ou villes attentives à l'eau, fait référence à l'objectif.

Le *WSUD* est plus large que le *LID*, car il prend en compte l'ensemble du cycle d'eau urbain et les services associés : la fourniture d'eau, l'assainissement, la protection contre les inondations, la protection de la santé publique, le respect de l'environnement, les utilisations ludiques et la durabilité des ressources (Wong and Brown, 2009).

La résilience d'un système de gestion de l'eau face aux chocs (sécheresses, inondations, dégradation de la qualité de la ressource) est un aspect important de cette approche qui est apparue dans le contexte d'une sécheresse importante en Australie. Le *WSUD* préconise la mise en oeuvre d'infrastructures multifonctionnelles et adaptatives, en lien avec une conception urbaine encourageant un comportement responsable des citoyens vis-à-vis l'eau. Les trois piliers socio-techniques de l'idée de *WSUD* sont les suivants :

- la ville est un bassin versant pour la fourniture d'eau. Elle propose un accès à diverses ressources en eau ainsi qu'une variété d'infrastructures, centralisées et décentralisées ;

- la ville assure des services écosystémiques;
- la ville est une entité attentive à l'eau qui encourage le développement durable et les comportements responsables vis-à-vis de l'eau. (Wong and Brown, 2009)

2.1.1.3. Integrated urban water management (IUWM)

L'*integrated urban water management (IUWM)*, ou la gestion intégrée des eaux urbaines, est un terme utilisé pour décrire une approche où l'ensemble du cycle de l'eau est considéré parallèlement à l'ensemble des besoins en eau sur un territoire urbain. Il prend également en compte le contexte local et la durabilité du système. Ainsi, par définition, ce concept ne s'adresse pas uniquement aux eaux pluviales mais aussi à la fourniture d'eau, aux eaux souterraines et aux eaux usées. Ce paradigme est dérivé du concept de la gestion intégrée des ressources en eau, un paradigme analogue à l'échelle d'un bassin versant. Son usage est devenu courant au cours des années 1990 ; ce terme n'est pas associé à une région géographique en particulier (Fletcher et al., 2014).

2.1.1.4. Sustainable drainage systems (SuDS)

Développé et couramment employé au Royaume-Uni, le concept de *sustainable drainage systems (SuDS)* fait référence à des systèmes de gestion des eaux pluviales conçus en prenant en compte les idéaux de développement durable. Ce terme fait référence aussi bien au paradigme qu'aux dispositifs techniques mis en oeuvre.

Les *SuDS* ont pour objectifs de minimiser les impacts quantitatifs et qualitatifs du ruissellement associé à l'urbanisation et prendre en compte l'amélioration de l'environnement en favorisant la biodiversité et les aménités du site. Comme le *LID*, la philosophie de *SuDS* est de reproduire le fonctionnement hydrologique d'un site antérieur à son aménagement (Woods-Ballard et al., 2007).

2.1.1.5. Contrôle ou gestion à la source

L'expression française pour décrire la stratégie de gestion des eaux pluviales au plus près de là où elles tombent est le contrôle (ou la gestion) à la source. Ce terme désigne l'approche qui consiste à gérer les eaux pluviales au niveau de la formation du ruissellement par des approches structurelles et non-structurelles. En France, le contrôle à la source s'adresse surtout aux flux hydrauliques, alors que le terme équivalent aux Etats-Unis, *source control*, fait plus référence au contrôle des flux polluants (Petrucci, 2012). L'état français a introduit le concept de gestion à la source des eaux pluviales dans la réglementation (cf. par exemple l'arrêté du 21 juillet 2015).

2.1.2. Dispositifs et pratiques de gestion des eaux pluviales

2.1.2.1. Best management practice (BMP)

Best management practice (BMP), ou meilleures pratiques de gestion, est un terme utilisé aux Etats-Unis pour décrire les techniques de gestion de la pollution des eaux. Ce terme remonte à 1972 lorsqu'il est apparu dans le Clean Water Act, acte fondateur de la régulation des rejets polluants au milieu et des normes de qualité pour les eaux superficielles (Fletcher *et al.*, 2014) Le terme *BMP* n'est pas réservé au domaine des eaux pluviales, mais dans ce domaine, une *BMP* est une mesure, structurelle ou non-structurelle, utilisée pour gérer la quantité et

améliorer la qualité du ruissellement. L'objectif est de réduire, voire éliminer le flux contaminant véhiculé par les eaux pluviales vers les milieux aquatiques (US EPA, 2014).

L'emploi du terme *BMP* dans la réglementation fédérale états-unienne a mené à son acceptation au niveau national. L'utilisation internationale de la base de données américaine créée pour recueillir les données sur les performances des *BMPs* (*US BMP Database*) a entraîné la diffusion du terme à travers le monde. Cependant, le fait que la *BMP* inclut la notion de meilleure pratique a suscité des critiques, car il est souvent appliqué à des dispositifs qui correspondent pas objectivement à la meilleure pratique. Cette critique, associée avec un certain degré d'imprécision, a récemment entraîné un mouvement pour l'abandon de ce terme (Fletcher *et al.*, 2014).

2.1.2.2. *Stormwater control measure (SCM)*

Stormwater control measure (SCM), ou moyen de contrôle des eaux pluviales, est le terme proposé par le conseil de recherche nationale des Etats-Unis (*US National Research Council*) pour remplacer *BMP*. Ce terme permet d'éviter les défauts du terme *BMP*, notamment l'imprécision et la notion de jugement associé au mot *best*. Le *SCM* fait référence, comme la *BMP*, aux mesures, structurelles ou non structurelles, utilisées pour la gestion des eaux pluviales. Le terme *SCM* a été adopté par plusieurs organisations aux Etats-Unis et se retrouve fréquemment dans la littérature scientifique. Le remplacement n'est cependant pas complet ; le terme *BMP*, bien que considéré comme un peu dépassé, persiste, surtout chez les acteurs opérationnels (Fletcher *et al.*, 2014).

2.1.2.3. *Integrated management practices (IMP)*

Integrated management practice (IMP) est un terme employé dans le cadre du *LID* pour les petits ouvrages de gestion à la source des eaux pluviales. Ces ouvrages sont construits sur site pour gérer les eaux de ruissellement des surfaces imperméables. Une *IMP* est un type particulier de *BMP* ou de *SCM* mis en oeuvre de manière intégrée évitant la réalisation d'un ouvrage en aval du réseau d'assainissement (Davis and McCuen, 2005a).

2.1.2.4. *Green infrastructures*

Green infrastructure, ou l'infrastructure verte, est un terme qui trouve son origine dans les domaines du paysage et de l'écologie. Son utilisation est ainsi plus large que le seul domaine des eaux pluviales. L'objectif de ce concept est de favoriser l'intégration des espaces verts et des trames vertes, tout en optimisant les bénéfices que ces espaces procurent par l'identification des services écosystémiques potentiels rendus. La gestion des eaux pluviales constitue ainsi un des services pouvant être rendus par ces espaces. De ce fait, dans le domaine des eaux pluviales, ce terme est actuellement utilisé comme synonyme de *LID* et de *BMP*, aussi bien au niveau du paradigme que des dispositifs mis en oeuvre. Le terme *green stormwater infrastructures* est également employé (Fletcher *et al.*, 2014).

2.1.2.5. *Techniques alternatives de gestion des eaux pluviales*

Le terme *techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales* est né en France au début des années 1980. L'emploi du mot *alternative* souligne l'intention d'une rupture avec le paradigme du « tout-à-l'égout ». Cette évolution a été motivée par une expansion des villes,

engendrant des coûts de travaux importants, ainsi qu'une prise de conscience des impacts de cette urbanisation sur l'environnement. La communication sur ces techniques mettait en avant leur contribution potentielle à l'amélioration du cadre de vie. En pratique, l'intention initiale de proposer une alternative au tout réseau a été associée avec tout dispositif d'infiltration et de rétention, prenant alors le nom de technique alternative, qu'il soit en amont ou en aval du réseau. En France, les règles de conception s'adressent aux aspects hydrauliques, mettant de côté les bénéfices écologiques et paysager possibles (Fletcher et al., 2014).

2.1.2.6. Techniques compensatoires

Techniques compensatoires est un synonyme de *techniques alternatives pour la gestion des eaux pluviales* qui met en avant l'intention de compenser les effets de l'imperméabilisation des sols sur le cycle hydrologique (augmentation des volumes de ruissellement, des débits maximaux et de la vulnérabilité à l'inondation). La protection de la qualité des milieux récepteurs est un objectif secondaire de ces techniques (Fletcher et al., 2014).

2.1.3. Concepts annexes à la gestion à la source des eaux pluviales

2.1.3.1. Services écosystémiques

D'un point de vue écologique, un écosystème est une unité de base de la nature composée d'organismes vivants en interaction, regroupés au sein de la biocénose, et de leur environnement global, le biotope (Bolund and Hunhammar, 1999). On peut distinguer la notion de service écosystémique de celle de fonction écologique. Cette dernière correspond aux « processus biologiques de fonctionnement et de maintien des écosystèmes, » alors que les services écosystémiques sont les « bénéfices retirés par l'homme » de ces processus (Commissariat Général au Développement Durable, 2010).

Les services écosystémiques sont les avantages directs et indirects que tire l'homme de l'écosystème, aussi bien en rendant la vie possible que pour la qualité de vie qu'ils apportent (Biodiversity Information System for Europe, 2015). On distingue quatre types de services : les services d'approvisionnement (par exemple, la production de nourriture), les services de régulation (par exemple, régulation des inondations), les services de support ou de soutien (par exemple, la biodiversité constitue un support transversal aux services écosystémiques) et les services socio-culturels (associés au loisir ou à l'appréciation de la beauté de la nature) (Commission Européenne, 2009).

Le concept de service écosystémique est employé en économie de l'environnement afin d'attribuer une valeur aux écosystèmes et à la nature, et ainsi asseoir une politique de protection ou d'une restauration de ceux-ci (Australian Government, 2014; USDA, 2009). Il peut également être utilisé en urbanisme, où les écosystèmes peuvent être utilisés pour remplir certaines fonctions (Nordin et al., 2017) – ceci correspond au concept des infrastructures vertes. L'utilisation des dispositifs naturels pour gérer les eaux pluviales constitue une déclinaison de cette approche.

2.1.3.2. Ingénierie écologique

Selon Mitsch (2012), l'ingénierie écologique correspond à la conception d'écosystèmes durables intégrant la société humaine avec son environnement naturel pour un bénéfice mutuel. Ce concept est distinct de celui d'ingénierie environnementale plus axé sur les techniques de lutte contre la pollution dont le fonctionnement « copie » certains processus écologiques, ou celui de l'ingénierie verte (qui souligne le respect de l'environnement). Cinq sous-types d'ingénierie écologique peuvent être identifiés :

- l'utilisation des écosystèmes pour gérer les pollutions ;
- le mimétisme d'un écosystème pour réduire un problème de ressources ;
- la restauration des écosystèmes perturbés ;
- la modification d'écosystèmes existants de manière respectueuse de l'écologie ;
- l'utilisation des écosystèmes pour un bénéfice d'humanité sans détruire l'équilibre écologique.

2.1.3.3. Phytoremédiation

Selon l'US EPA (2012), la phytoremédiation est l'utilisation directe des plantes et des micro-organismes associés pour stabiliser ou réduire la contamination des sols, des boues, des sédiments, des eaux de surface et des eaux souterraines. La phytoremédiation est une technique applicable aux polluants organiques ainsi qu'aux polluants inorganiques (Garbisu and Alkorta, 2001), bien que les processus en jeu sont différents.

Catégorie	Définition
Phytoextraction	L'utilisation des plantes pour retirer les contaminants (surtout les métaux) du sol. Les plantes accumulent les polluants et doivent ensuite être gérées comme un déchet.
Phytofiltration	L'utilisation des racines ou des graines pour absorber ou adsorber les polluants (surtout les métaux) depuis l'eau.
Phytostabilisation	L'utilisation des plantes pour réduire la biodisponibilité des polluants dans l'environnement.
Phytovolatilisation	L'utilisation des plantes pour volatiliser des polluants à travers leurs feuilles.
Phytodégradation	L'utilisation des plantes et des micro-organismes associés pour dégrader les polluants organiques.

Tableau 12 : Définition des catégories de phytoremédiation (Garbisu and Alkorta, 2001)

En français, on distingue la phytoépuration qui est un type de phytoremédiation où les processus naturels associés à un milieu végétal sont utilisés pour traiter un effluent, tel que des eaux usées ou des boues liquides. On peut distinguer trois grands types de systèmes : les systèmes en eau libre, les systèmes de filtres plantés et les systèmes terrestres. Le premier type de système, qui correspond à la technique de lagunage ou marais artificiel (ou zone humide artificielle – *constructed wetland*) à surface libre, correspond à des bassins en eau où les bactéries aérobies se développent en cultures libres et où on peut trouver des plantes enracinées et immergées et des macrophytes flottants. Les systèmes de filtres plantés, sont également des marais artificiels mais à écoulement de subsurface dans un substrat planté dans lequel se développent des cultures de bactéries fixes. Les derniers types de systèmes sont les systèmes terrestres où l'effluent est épandu sur une culture installée en pleine terre. La

biomasse de ces systèmes, souvent des peupliers, des saules ou des bambous, est récoltée à intervalle régulier pour une valorisation en compost ou en bioénergie (Korboulewski, 2013).

On peut également distinguer des catégories de phytoremédiation en termes de processus ayant lieu pour réduire l'effet de la pollution. Ces catégories sont présentées dans le Tableau 12.

2.2. Clarification de la terminologie des filtres végétalisés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines

Parmi les techniques employées par les nouveaux paradigmes de gestion des eaux pluviales, on distingue une catégorie d'ouvrage de gestion à la source : les filtres végétalisés. Ces systèmes se distinguent d'autres dispositifs par le fait que la dépollution de l'eau est un objectif principal de leur conception et basé sur les services écosystémiques offerts par un substrat végétalisé.

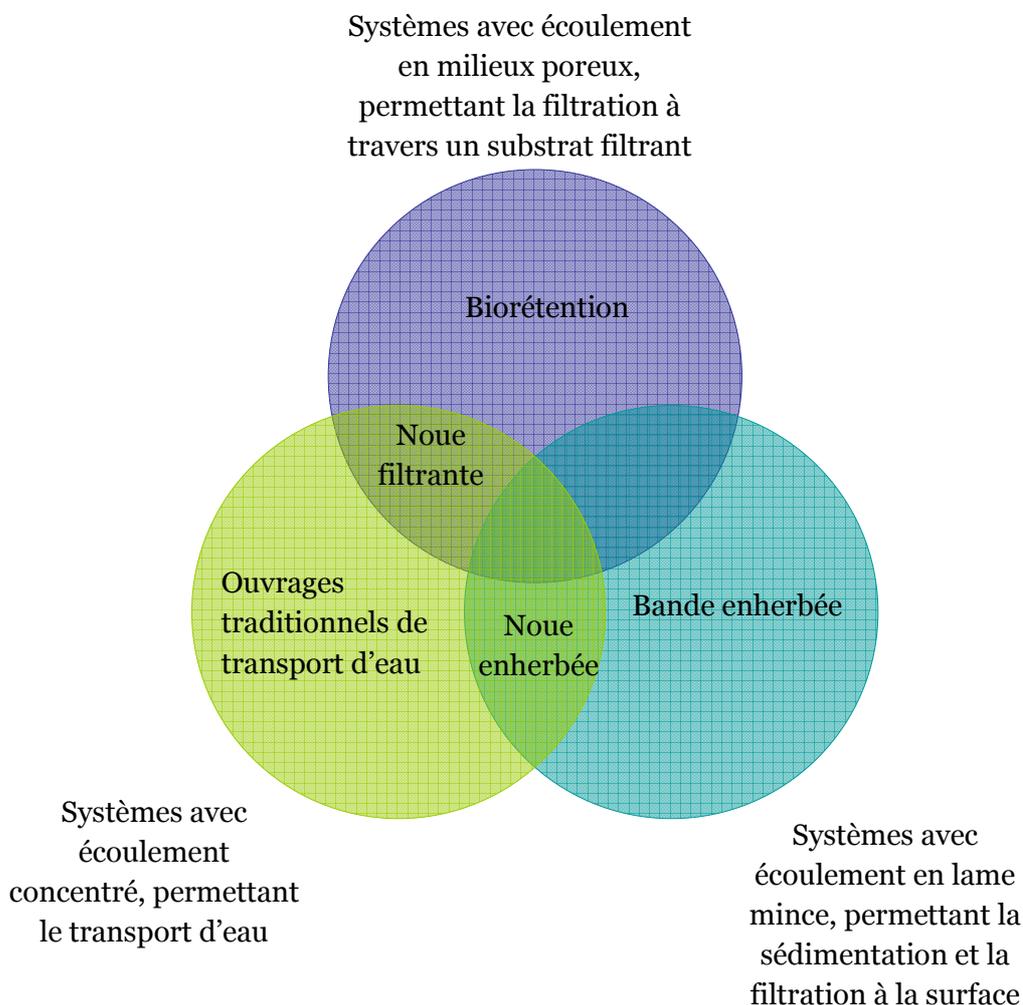


Figure 1 : Typologie de filtres végétalisés en termes de type d'écoulement

Les ouvrages filtrants végétalisés peuvent être classifiés selon le type d'écoulement nécessaire afin d'atteindre la fonction technique recherchée (Figure 1). Deux types d'écoulement peuvent être liés à une fonction de filtration: l'écoulement en lame mince à la surface du sol et

l'écoulement au travers de milieux poreux. Dans le premier cas, l'écoulement en lame mince à travers une végétation dense telle qu'un gazon permet une filtration physique des particules par les brins d'herbe et ralentit la vitesse d'eau, encourageant aussi la sédimentation de particules. Dans le deuxième cas, la filtration se fait lorsque l'eau s'infiltre et percole dans un substrat filtrant planté. Ces fonctions de filtration peuvent être couplées avec une fonction de transport d'eau en surface libre vers un bassin de stockage aval, un réseau ou un rejet un milieu naturel. Les ouvrages de ce type, qui sont souvent présents en bordure de voirie, sont généralement linéaires et sont conçus afin de permettre un écoulement concentré à surface libre.

Tout comme pour les paradigmes de gestion des eaux pluviales, on constate une diversité dans la terminologie associée aux filtres végétalisés. En s'appuyant sur la typologie définie ci-avant, on explorera dans la section qui suit le vocabulaire employé dans la littérature scientifique et technique pour ces types d'ouvrages.

2.2.1. Ouvrages filtrants végétalisés visant une filtration à la surface

2.2.1.1. Vegetative filter strips / bandes enherbées

Une bande enherbée (Figure 2), en anglais *vegetative filter strip* (Akan, 2014; Brodie, 2011; Fulazzaky et al., 2013; Larson and Safferman, 2012; Pan et al., 2011; Winston and Hunt, 2014; Winston et al., 2012), *vegetative buffer strip* (Barrett, 2004a; Liu et al., 2008) ou, dans le contexte d'un ouvrage linéaire en bordure de voirie, *grassy shoulder* (Li et al., 2008), est une surface recouverte d'une végétation dense, généralement du gazon, alimentée de manière diffuse en eau et conçue avec une faible pente afin de maintenir un écoulement en lame mince à la surface. Dans ces systèmes, l'eau est filtrée à travers les brins d'herbe qui ralentissent aussi son écoulement, favorisant ainsi la sédimentation des particules.

Ils sont souvent utilisés comme ouvrage de prétraitement en amont d'une autre technique pouvant être sensible au colmatage par les particules (Clar et al., 2004).



Figure 2 : Bande enherbée au bord d'une autoroute (Winston et al., 2012)

Le ralentissement de l'eau a aussi pour effet de favoriser son infiltration dans le sol, ce qui permet de classer cette comme un *SuDS* (Woods-Ballard et al., 2007), un *LID* (Prince George's County, Maryland, 1999) et un *WSUD* (Brodie, 2011).

Typiquement, la notion de bande enherbée faisant référence à un ouvrage de prétraitement de surface, l'eau infiltrée dans le sol sous-jacent est considérée comme sortie du système. et sa prise en compte n'est pas intégrée à leur conception. Les paramètres de conception des bandes enherbées comprennent le type et la densité de végétation, ainsi que la pente de la bande et la longueur de la bande (Clar et al., 2004).

2.2.1.2. Grassed swales / noues engazonnée ou enherbée

En Amérique du Nord, les *noues engazonnées* sont des chenaux enherbés pour le transport des eaux de ruissellement à l'air libre. Ces ouvrages sont peu profonds et reçoivent les eaux de ruissellement via un écoulement latéral sur les talus (Stagge et al., 2012). Historiquement, ce type d'ouvrage était utilisé pour le transport des eaux pluviales en zones à faible densité de population. Lorsque l'impact des eaux de ruissellement sur la qualité des milieux récepteurs est devenu un enjeu important, cette technique a montré son intérêt dans la gestion du flux polluant via l'infiltration, la sédimentation et la filtration à travers les brins d'herbe. La conception actuelle de ces ouvrages vise donc à favoriser ces processus, notamment avec des recommandations portant sur le type et la densité de végétation et sur la pente des talus afin qu'un écoulement en lame mince puisse être maintenu (Clar et al., 2004; Stagge et al., 2012).



Figure 3 : Photographie d'un grassed swale (Flanagan-Cravens, 2017)

Du fait de leur capacité à favoriser l'infiltration, les *noues engazonnées* sont considérés comme une technique de *LID* (Davis et al., 2012). Une variante de *noue engazonnée* consiste à sa division en biefs par la construction de petits murets, appelé redans (en anglais *check dams*) à intervalles réguliers. Cela permet de retenir l'eau dans un bief jusqu'à un certain niveau, forçant ainsi l'infiltration. Tout, comme les bandes enherbées, les *noues engazonnées* sont conçues comme des ouvrages de surface ; l'eau infiltrée est considérée comme étant sortie du système et il n'y a pas de réflexion particulière par rapport à l'optimisation des processus d'infiltration et de transfert en milieu poreux.

En France une noue est définie comme « un large fossé, peu profond avec un profil présentant des rives à pentes douces. » Il s'agit d'un système assurant un écoulement et/ou un stockage d'eau à air libre, capable de ralentir le transfert d'eau vers l'aval ou infiltrer tout ou partie de l'eau sur place (Lami et al., 2006).

Il existe, cependant, quelques différences entre le concept d'une noue engazonnée et celui d'un *grassed swale*. D'abord, la définition française ne fait pas référence à la capacité épuratoire de ce type d'ouvrage ; bien qu'une dépollution ait probablement lieu, elle ne fait pas partie de la conception de ces ouvrages. De plus, dans le cas où toute l'eau est infiltrée, elle ne remplit pas la fonction de transport d'eau caractéristique d'un *swale*. Le terme noue est donc plus général que *swale*, ce deuxième cas de noue correspondant plus à un petit bassin sec en forme linéaire, utilisé pour la rétention temporaire de l'eau avant rejet à débit régulé ou l'infiltration.



Figure 4: Noue enherbée divisée en biefs (Clar et al., 2004)

2.2.2. Ouvrages filtrants végétalisés visant une filtration en milieu poreux

Les ouvrages filtrants végétalisés combinent un stockage en surface avec l'infiltration et la filtration à travers un substrat végétalisé. Au contraire des ouvrages conçus pour un traitement à la surface dans lesquels l'eau infiltrée est considérée « sortie du système », le milieu poreux fait partie intégrante de ces systèmes, le substrat étant conçu afin d'optimiser les processus de dépollution ayant lieu dans le sol. On retrouve de nombreux termes pouvant faire référence à ce type de système, notamment dans les pays anglophones où ces techniques sont très à la mode.

2.2.2.1. Bioretention

Le terme de *bioretention* est propre au domaine de la gestion des eaux pluviales, et fait référence à une technique développée aux Etats-Unis au début des années 1990 dans le cadre du *LID* (Clar et al., 2004). Il s'agit d'une dépression plantée remplie d'un substrat filtrant vers laquelle sont dirigées les eaux de ruissellement d'une surface imperméable (Figure 5). L'eau s'infiltré dans le substrat qui est généralement un mélange de sable, de sol et de matière organique, spécialement conçu pour optimiser sa perméabilité et son pouvoir de dépollution de l'eau (Clar et al., 2004; Roy-Poirier et al., 2010; LeFevre et al., 2014; Liu et al., 2014). L'eau infiltrée peut être collectée par un drain au fond de la dépression ou sortir du système par infiltration dans le sol naturel sous-jacent.

Dans la *bioretention*, comme dans les systèmes de zones humides artificiels (*constructed wetlands*), les interactions bio-physico-chimiques au niveau du substrat assurent la rétention des eaux de ruissellement ainsi que leur dépollution. Cependant, la *bioretention* diverge des systèmes de zones humides par le fait qu'elle est plutôt associée à un écosystème forestier,

généralement résistant aux changements hydrologiques, et est conçue pour se vider dans les heures suivant un orage (Roy-Poirier et al., 2010).



Figure 5: Système de biorétention (Clar et al., 2004)

Le terme de *bioretention* est le plus utilisé dans la littérature scientifique provenant de l'Amérique du Nord (Palhegyi, 2009; Li and Davis, 2008a; James and Dymond, 2012; Brown et al., 2013; Akan, 2013; Davis et al., 2009; DiBlasi et al., 2009 ; Brown and Hunt, 2011; Hsieh and Davis, 2005; Brown and Hunt, 2012 ; Davis, 2008; Sun and Davis, 2007; Bakacs et al., 2013; LeFevre et al., 2012 ; Li and Davis, 2008a; Li and Davis, 2008b; Winston et al., 2011 ; Jones et al., 2008; (William F. Hunt et al., 2008); Hathaway et al., 2014; Davis et al., 2007) mais on peut également le retrouver dans la littérature provenant d'autres pays comme la Chine (Liqiong et al., 2014), la Corée du Sud (Hong et al., 2014), la Malaisie (Goh et al., 2014; Mohd Sidek et al., 2014; Muha et al., 2014; Vasukey and Zainal Abdin, 2014), la Norvège (Muthanna et al., 2007), la Nouvelle-Zélande (Fassman-Beck et al., 2014; Johnson and Singhal, 2007; Trowsdale and Simcock, 2011) et le Royaume-Uni (CIRIA, 2015).

2.2.2.2. Biofiltration

La *biofiltration* de l'eau est le processus conduisant à l'amélioration de la qualité des eaux (pluviales ou usées) par filtration à travers un substrat influencé par l'activité biologique (B. Hatt et al., 2009). *Les stormwater biofiltration systems*, ou *stormwater biofilters*, sont des bassins ou des noues dans lesquels les eaux de ruissellement sont collectées et infiltrées à travers un substrat filtrant (B. Hatt et al., 2009). Les volumes de ruissellement y sont atténués et les processus naturels de filtration, d'adsorption, de bioaccumulation et de biotransformation retiennent les polluants (Lim et al., 2015).

De manière générale, les *Stormwater biofiltration system* et *stormwater biofilters* sont des synonymes de la *bioretention* (Blecken et al., 2009a; B. E. Hatt et al., 2009; Le Coustumer et al., 2012). La distinction entre ces termes n'est en effet pas technique mais plutôt géographique. Tandis que le terme de *biorétention* est préféré en Amérique du nord, les termes de *biofiltration* et de *biofilter* sont utilisés majoritairement dans des publications d'origine australienne (Bratieres et al., 2008; Daly et al., 2012; Fowdar et al., 2014; B. E. Hatt et al., 2009; Hatt et al., 2008; Lewis et al., 2008; Lintern et al., 2011; Randelovic et al., 2016; Zhang et al., 2014). On retrouve aussi ces termes à Singapour (Lim et al., 2015) et en Europe (Blecken et al., 2009a, Blecken et al., 2009b, Vezzano et al., 2012, Le Coustumer et al., 2012; Prodanovic et al., 2014), notamment lorsque le travail fait l'objet d'une collaboration avec une équipe d'Australie.



Figure 6 : Stormwater biofilter (Payne, 2017)

L'utilisation bénéfique des eaux urbaines (eaux pluviales comprises) est une partie intégrale de la philosophie du WSUD. Elle peut ainsi expliquer la préférence australienne pour le terme de *biofiltration*, qui met en avant l'épuration des eaux, ce qui permet d'envisager sa valorisation ultérieure. Le terme de biorétention met quant à lui en avant le fonctionnement hydrologique de l'ouvrage.

Cependant, un inconvénient du terme de *biofiltration* est qu'il n'est pas spécifique au domaine de gestion des eaux pluviales. Ce terme peut en effet faire référence à des méthodes de traitement de l'air ou d'autres techniques de traitement de l'eau. En France, il est utilisé pour le traitement des eaux usées par la filtration à travers des cultures microbiennes fixes (Rocher et al., 2008)

2.2.2.3. Rain garden / jardin de pluie

Le terme de *rain garden*, ou jardin de pluie, est souvent utilisé comme un synonyme de *bioretention cell* ou de *stormwater biofilter* (Dietz and Clausen, 2005; B. Hatt et al., 2009; Le Coustumer et al., 2012). B. Hatt et al. (2009) définissent un *rain garden* comme une petite cellule de *bioretention*. On note aussi que la conception d'un *rain garden* être moins poussé que celle d'un ouvrage de biorétention, avec, par exemple, moins de préconisations par rapport au type de sol ou de substrat filtrant (CIRIA, 2015)

Une recherche du terme *rain garden* dans la base bibliographique de l'Ecole des Ponts sort bien plus d'articles à destination d'une audience grand public que d'articles scientifiques. Ce terme, plus « poétique » est plus parlant à une personne non-spécialiste de la gestion de l'eau que les termes de *biofiltration* ou *bioretention*, qui décrivent plus les objectifs techniques de l'ouvrage. Le terme *rain garden* serait donc plus fréquemment utilisé dans le langage courant que les autres termes qui seraient plus courants chez les spécialistes.

2.2.2.4. Bioinfiltration

Les dispositifs de *bioretention/biofiltration* où l'eau percole en profondeur sont parfois appelés *bioinfiltration* (LeFevre et al., 2014). Selon B. Hatt et al. (2009) la seule différence entre ces deux systèmes repose sur le fait que les systèmes de *bioinfiltration* ne comportent pas de

drain. La bioinfiltration est possible lorsque le risque de contamination des eaux souterraines est acceptable et quand le sol naturel est suffisamment perméable.

Puisque le drain est généralement considéré comme optionnelle dans un ouvrage de *bioretention* / *biofiltration*, la *bioinfiltration* n'est pas vraiment un type d'ouvrage distinct mais une sous-catégorie de ces premières.

2.2.2.5. Biofiltration swales / bioswales

Il existe également des systèmes de biofiltration avec une double fonctionnalité ; dans ces ouvrages, pour les événements pluvieux courants, l'eau est stockée et filtrée à travers le substrat filtrant, alors que pour des événements exceptionnels, l'ouvrage sert à transporter l'eau (Figure 7). Ce type d'ouvrage est différent du *grassed swale* du fait qu'il est conçu pour traiter l'eau par filtration à travers le substrat. (Mazer et al., 2001). Les mécanismes de traitement de l'eau dans la couche filtrante sont similaires à ceux qui ont lieu dans un ouvrage de *bioretention/biofiltration* (Clar et al., 2004; B. Hatt et al., 2009).

Les noms donnés à ces types d'ouvrage reflètent leur caractère hybride combinant les fonctionnalités de traitement de la *biofiltration* / *bioretention* avec ceux de transport des *grassed swales*. On retrouve ainsi les termes *dry swale with filter media* (Clar et al., 2004), *biofiltration swale* (B. Hatt et al., 2009), *bioswale* (Church, 2015; Mazer et al., 2001; Xiao and McPherson, 2011) et *bioretention swale* (Kazemi et al., 2011).

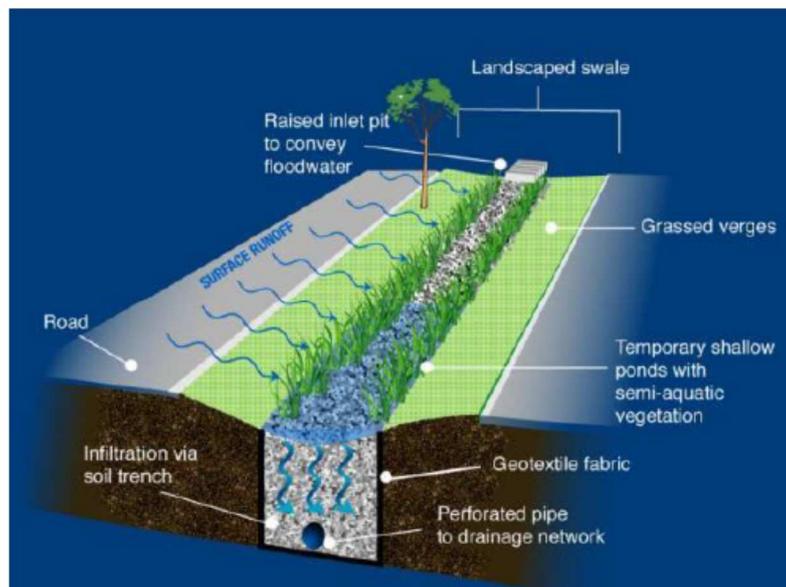


Figure 7: Profil d'un biofiltration swale (B. Hatt et al., 2009)

2.2.2.6. Ouvrages végétalisés centralisés

Les systèmes présentés ci-avant sont tous des ouvrages de gestion à la source des eaux de ruissellement. Il est nécessaire de distinguer de ceux-ci les ouvrages de filtration en milieu poreux végétalisés centralisés qui traitent l'eau en aval d'un réseau d'assainissement. Bien que les deux techniques font appel à des dispositifs filtrants végétalisés, ils ne s'inscrivent pas dans les mêmes paradigmes de gestion des eaux. Les objectifs et les contraintes associés sont également différents entre les deux cas de figure.

Les ouvrages centralisés comprennent les *constructed wetlands*, ouvrages imitant le régime hydrologique d'une zone humide par la présence d'une faible lame d'eau en surface ou par une zone saturée très proche de la surface et par un écoulement lent (Davis, 1995). Dans ces systèmes, qui peuvent être mis en œuvre pour le traitement des eaux pluviales ou des eaux usées domestiques ou industrielles, l'eau est épurée naturellement par filtration, sorption, accumulation par les plantes, et décomposition microbienne des polluants (Roy-Poirier et al., 2010).

En France, les filtres plantés de roseaux, développés à la fin des années 1990 pour l'épuration des eaux usées en aval des réseaux séparatifs, sont des « *sub-surface flow constructed wetlands* » où l'eau circule dans le substrat de manière verticale (vertical sub-surface flow). Plus récemment, les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical ont été étudiés pour pouvoir traiter les effluents unitaires de temps de pluie (Molle, 2012), les surverses des déversoirs d'orage (Branchu et al., 2010, 2007; Molle et al., 2010) et les eaux pluviales strictes (Duclos et al., 2013; Giroud et al., 2007; Walaszek, 2018). Dans ce dernier cas, ces systèmes se situent le plus souvent en aval d'un réseau d'eau pluviale ; le ratio de la surface de l'ouvrage de traitement à celle du bassin versant d'apport étant plus faible que dans le cas d'ouvrages situés en amont du bassin versant, ces ouvrages reçoivent des flux concentrés. Les flux apportés à ces types d'ouvrages sont plus variables que ceux traités par les filtres plantés pour le traitement des eaux usées.

En Allemagne, il existe un système comparable appelé *bodenfilter* ou en anglais *retention soil filter (RSF)* pour le traitement des eaux provenant des déversoirs d'orage. Selon Frechen (2006) il s'agit d'un système de sol filtrant reconstitué, planté avec des roseaux, dans un bassin étanche, à travers lequel les eaux s'écoulent verticalement avant d'être collectées au fond. Le système se vide idéalement en moins de deux jours. Frechen souligne la différence entre un *RSF* et un *constructed wetland* pour le traitement des eaux usées : l'arrivée d'eau d'un *RSF* est intermittente au lieu de continue. La vidange du filtre entre les événements pluvieux fournit l'oxygène nécessaire aux processus biologiques.

Les caractéristiques de fonctionnement des *RSF* et des filtres plantés centralisés pour le traitement des eaux pluviales sont similaires à celles des ouvrages de *biofiltration / bioretention*.

2.2.2.7. Termes regroupant plusieurs types d'ouvrages

On retrouve également des termes employés pour décrire des regroupements de dispositifs. Par exemple, les ouvrages avec filtration à la surface (bandes enherbées et *grassed swales*) sont rassemblés sous les termes *grassed filters* (Deletic and Fletcher, 2006), *vegetated roadsides* (Li et al., 2008), *vegetated biofilters* (Armeni, 2010) et *vegetated buffers* (Liu et al., 2008).

Clar et al. (2004) définissent les *vegetative biofilters* comme le regroupement des *bioretention/biofiltration*, *swales* et *vegetative filter strips*, alors que Revitt et al. (2004) regroupent *filter strips*, *swales*, *detention basins*, *retention basins* and *constructed wetlands* sous le nom de *vegetative treatment systems*.

2.2.2.8. Choix de la terminologie pour les systèmes de traitement végétalisés à la source

Pour les objectifs de ce manuscrit, le vocabulaire décrit dans le Tableau 13 a été retenu. Le choix a été fait notamment de regrouper toutes les techniques d'ouvrages filtrants végétalisés sous le nom générique de « biofiltration » (biofiltre en français et biofilter en anglais pour le dispositif).

	Terme français / anglais	Termes dans la littérature	Définition succincte
Terme regroupant tous ces techniques : Biofiltration	Bande enherbée / vegetative filter strip	Vegetative filter strips, vegetative buffer strips, vegetated roadsides, bande enherbée	Zone couverte par une végétation dense à travers laquelle les eaux de ruissellement s'écoulent en lame mince afin de permettre une filtration à la surface
	Noue / grassed swale	Grassed swale, grass swale	Chenal enherbé peu profond avec un rôle de transport d'eau et de filtration à la surface
	Biorétention / bioretention	Bioretention, stormwater biofilter, stormwater biofiltration system, rain garden, bioinfiltration	Dépression végétalisée remplie d'un substrat filtrant, recueillant les eaux de ruissellement d'une surface imperméable
	Noue filtrante/ biofiltration swale	Swale with filter media, biofiltration swale, bioretention swale, bioswale	Ouvrage de biorétention linéaire et ayant aussi un rôle de transport des eaux

Tableau 13 : Choix de la terminologie pour les systèmes de traitement des eaux pluviales à la source

2.3. Règles de conception et de maintenance des ouvrages de biofiltration

Dans les pays anglophones, il existe un grand nombre de guides pour la conception et la maintenance des dispositifs de gestion à la source des eaux pluviales. L'objectif de cette section est de synthétiser les recommandations figurant dans ces guides pour deux types d'ouvrages de biofiltration : les bandes enherbées qui visent une filtration à la surface et les ouvrages de biorétention dans lesquels on vise une filtration en milieu poreux. Règles de conception des bandes enherbées

Les guides de conception de bandes enherbées pour la gestion des eaux de ruissellement urbaines ou péri-urbaines comprennent généralement des recommandations pour le choix du site d'implantation, des éléments pour définir la géométrie de l'ouvrage, des objectifs d'écoulement à atteindre et des conseils en termes de choix du type de sol et de plantes.

Ces ouvrages sont généralement considérés comme des dispositifs de prétraitement des eaux et font donc l'objet de recommandations relativement simples. Ces règles visent à assurer le maintien d'un écoulement de l'eau en lame mince à la surface du sol à travers une végétation dense résistante à l'écoulement. Les paramètres principaux de conception d'une bande

enherbée sont donc ceux qui permettent de maintenir ces conditions : la pente de la bande et du bassin versant drainé, la distance maximale parcourue par l'eau avant son arrivée sur la bande enherbée, les types et la densité de végétaux.

2.3.1. Règles de conception des bandes enherbées

2.3.1.1. Présentation des guides étudiés

Quatre guides dédiés à la conception des bandes enherbées ont été étudiés. Ils sont issus de pays et de contextes différents : la Nouvelle-Zélande, les Etats-Unis, le Canada et le Royaume-Uni (Tableau 14).

IL existe par ailleurs de nombreux guides dédiés à la conception de bandes enherbées en milieu agricole. Le contexte et la nature des eaux étant très différents, nous avons écartés de l'analyse.

Guide	Ville d'origine
Swale and Filter Strip Design, Construction and Maintenance (Auckland Regional Council, 2003)	Auckland, Nouvelle-Zélande
Stormwater Best Management Practice Design Guide: Volume 2: Vegetative Biofilters (Clar et al., 2004)	US EPA (document national)
Low Impact Development Stormwater Management Planning and Design Guide (CVC et al., 2010)	Toronto, Canada
The SuDS Manual: Chapitre Biorétention (CIRIA, 2015)	Londres, Royaume- Uni

Tableau 14 : Présentation des guides de conception de bandes enherbées

2.3.1.2. Types de bassins versants d'apport et mode d'alimentation

En milieu urbain, les bandes enherbées peuvent être adaptées à plusieurs types de bassins versants : des voiries, des parkings ou des toitures (CIRIA, 2015; Clar et al., 2004; CVC et al., 2010). Auckland Regional Council (2003) formule des recommandations en termes de types de zones urbaines, affirmant que les bandes enherbées peuvent être adaptées à des zones résidentielles, commerciales ou industrielles. CIRIA (2015) souligne également que cette technique peut être adaptée à des zones industrielles, ce qui permet une réponse à la pollution accidentelle éventuelle.

Puisqu'une bande enherbée reçoit les eaux du bassin versant par ruissellement, elle doit couvrir toute la longueur (qu'on définit comme la dimension perpendiculaire à l'écoulement) du bassin versant (CIRIA, 2015). Une largeur maximale du bassin versant (dimension parallèle à l'écoulement) est souvent recommandée, avec des valeurs maximales variant entre 25 (CVC et al., 2010) et 30 m (Auckland Regional Council, 2003). Un guide indique que la largeur maximale doit être déterminée au cas par cas, en fonction de la pente du bassin versant (CIRIA, 2015).

Tous les guides recommandent, du moins dans certains cas, l'utilisation d'un dispositif de maintien de niveau d'eau (*level spreading device*, Figure 8) qui permet de répartir la lame d'eau de façon homogène tout au long de l'ouvrage. Cela permet d'éviter la création de zones à écoulement préférentiel. CIRIA (2015) recommande, également, afin d'éviter la formation d'un barrage de sédiment, que la surface de la bande enherbée soit située en léger dénivelé (50 mm) par rapport à la surface de la route.



Figure 8 : Exemple d'un level spreader device (Minnesota Pollution Control Agency, 2014)

2.3.1.3. Géométrie et dimensionnement

Un premier paramètre géométrique dans la conception de bandes enherbées est la pente transversale de l'ouvrage. La pente doit être suffisamment faible pour que l'écoulement par ruissellement en lame mince puisse être maintenu. Tous les guides recommandent une pente inférieure à 5% (Auckland Regional Council, 2003; CIRIA, 2015; Clar et al., 2004; CVC et al., 2010). Clar et al. (2004) indiquent qu'une pente supérieure, jusqu'à 15% est concevable mais au détriment de l'efficacité de l'ouvrage

La largeur de la bande enherbée (la longueur d'écoulement d'eau perpendiculaire à sa frontière avec le bassin versant d'apport) constitue également un facteur clef de dimensionnement mais dont la méthode de dimensionnement varie. Parmi les méthodes discutées dans le guide de l'US EPA, on trouve des abaques, des valeurs fixes, des valeurs à calculer à partir du débit de pointe pour la pluie bi-annuelle, et une méthode de calcul plus complexe permettant de calculer la largeur nécessaire pour un abattement souhaité (Clar et al., 2004). Deux guides recommandent un temps de séjour de 9 minutes dans l'ouvrage ; dans ce cas, la vitesse d'écoulement est calculée avec la formule de Manning-Strickler (Auckland Regional Council, 2003; CIRIA, 2015). Enfin, le guide canadien propose des abaques, valables pour de petits bassins versants (largeur < 9 m), permettant de choisir la largeur en fonction de la pente. Pour des bassins versants plus grands, la largeur de l'ouvrage doit être égale à celle du bassin versant d'apport (CVC et al., 2010).

La diversité n'existe pas uniquement au niveau des méthodes de détermination mais aussi des valeurs en résultant. Par exemple, l'US EPA précise que la largeur optimale est souvent entre 20-30 m, alors que le CIRIA préconise des largeurs beaucoup moins importantes, avec une valeur minimale de 2,5 m. Cette différence pourrait s'expliquer par des objectifs d'efficacité épuratoire différents ou des différences de pluviométrie entre les différentes régions, ainsi qu'à des pressions foncières moins importantes en Amérique du Nord qu'en Europe.

On note que l'infiltration est généralement négligée dans les calculs de dimensionnement. Le guide du Royaume-Uni fait exception en mentionnant la possibilité de concevoir le système

pour intercepter les cinq premiers millimètres de pluie tombés sur le bassin versant. Dans ce cas, la conductivité hydraulique du sol doit être prise en compte (CIRIA, 2015).

2.3.1.4. Propriétés du sol sous-jacent

On rappelle que les bandes enherbées sont conçues comme des systèmes de traitement des eaux à la surface du sol. Le choix du type de sol fait l'objet de peu de recommandations dans les guides. Le guide de l'US EPA recommande une conductivité hydraulique minimale de $1.9 \cdot 10^{-6}$ m/s, précisant que pour des sols moins perméables, il sera nécessaire de prévoir une bande enherbée plus large. Ce guide recommande, également, une épaisseur minimale de terre végétale ou *topsoil* de 20 cm, avec une teneur minimale en matière organique de 1,5%, un pH compris entre 6 et 7,5 et une teneur en sels solubles inférieure à 500 ppm (Clar et al., 2004).

Le CVC (2010) précisent que les bandes enherbées sont adaptées à tous les types de sol. Dans le cas d'un sol compacté, ils recommandent néanmoins un labour du sol jusqu'à une profondeur de 30 cm avec l'ajout de compost afin d'atteindre une teneur en matière organique comprise entre 8 et 15%.

De façon similaire, le guide du Royaume-Uni recommande un labour jusqu'à 30 cm et un amendement du sol pour les sols compacts ou peu fertiles (CIRIA, 2015).

Le guide d'Auckland mentionne que les sols perméables augmentent l'efficacité des bandes enherbées alors que les sols compacts la diminuent, sans recommander de valeurs de conductivité hydraulique (Auckland Regional Council, 2003).

2.3.1.5. Préconisations par rapport aux végétaux

Les guides sont généralement concordants sur le fait que la végétation des bandes enherbées joue un rôle de stabilisation du sol (CVC et al., 2010) et doit avoir une densité importante (Auckland Regional Council, 2003; CIRIA, 2015; Clar et al., 2004).

Typiquement, ces ouvrages sont enherbés, mais deux guides incluent également des arbres et arbustes dans la liste des espèces végétales proposées (Clar et al., 2004; CVC et al., 2010), alors qu'un autre guide précise que ces plantes sont à éviter (CIRIA, 2015). On trouve également des recommandations concernant la plantation de fleurs des champs (CIRIA, 2015; CVC et al., 2010), de plantes rampantes, de couvre-sols et de plantes natives avec des racines profondes (Clar et al., 2004).

Deux guides soulignent que les espèces retenues doivent être adaptées à des conditions d'inondations périodiques (Auckland Regional Council, 2003; Clar et al., 2004) alors que le guide canadien recommande l'utilisation d'espèces résistantes au sel (CVC et al., 2010).

2.3.1.6. Entretien et maintenance

Plusieurs activités de maintenance sont à prévoir pour les bandes enherbées afin d'assurer leur bon fonctionnement à long terme.

Tous les guides prévoient des activités d'entretien des plantes. Ces activités incluent la tonte de l'herbe (Auckland Regional Council, 2003; CIRIA, 2015; Clar et al., 2004; Dhalla and Zimmer, 2010), un arrosage et une fertilisation des végétaux adaptés aux besoins (Clar et al., 2004) ainsi que l'élagage des arbres et des arbustes éventuels (CVC et al., 2010). Il est

également recommandé de réensemencer des végétaux lorsque la densité devient trop faible (Auckland Regional Council, 2003; CIRIA, 2015; Clar et al., 2004). Clar et al. (2004) soulignent cependant qu'il est important de réensemencer uniquement avec des végétaux ayant démontré une capacité de survie dans la bande enherbée.

D'autres activités de maintenance sont à prévoir afin d'assurer le maintien de l'écoulement en lame mince à long terme. Ces activités comprennent l'inspection et l'enlèvement des sédiments dans les dispositifs de maintien de niveau (Auckland Regional Council, 2003; CIRIA, 2015; Dhalla and Zimmer, 2010), l'identification et le rétablissement des zones de sols érodés (CIRIA, 2015; Clar et al., 2004; Dhalla and Zimmer, 2010) et l'enlèvement général des sédiments (Auckland Regional Council, 2003; CIRIA, 2015; Clar et al., 2004; Dhalla and Zimmer, 2010). Selon deux guides, l'enlèvement des sédiments doit être effectué lorsque leur épaisseur atteint 25 mm de sédiments (Auckland Regional Council, 2003; CIRIA, 2015). Auckland Regional Council (2003) souligne que la géométrie initiale du site doit être restaurée lors de l'enlèvement des sédiments.

Enfin, il s'avère généralement nécessaire d'enlever régulièrement les macrodéchets d'une bande enherbée (CIRIA, 2015; Clar et al., 2004; Dhalla and Zimmer, 2010).

2.3.1.7. Récapitulatif des consignes

Les bandes enherbées sont des surfaces sur lesquelles les eaux de ruissellement s'écoulent en lame mince en traversant une végétation dense, ce qui favorise la rétention de particules par la sédimentation et la filtration mécanique. Le Tableau 15 présente les gammes de valeur pour les principaux paramètres de conception présentés dans une sélection de guides de conception et maintenance. Les autres considérations sont brièvement discutées ci-après.

Paramètres	Gammes de valeurs
Largeur du bassin versant (m)	<25 - 30
Largeur de la bande enherbée (m)	1,2 - 30
Pente transversale de la bande enherbée	1-5%

Tableau 15 : Gammes de principaux paramètres de conception des bandes enherbées

Le bon fonctionnement d'une bande enherbée nécessite le maintien d'une alimentation en lame mince, ce qui peut être assuré avec un dispositif de maintien de niveau ou *level spreading device*. Il peut aussi s'avérer utile de régler la surface de la bande enherbée sous le niveau du bassin versant afin d'éviter la formation d'un barrage de sédiment empêchant l'alimentation de l'ouvrage.

Il est généralement convenu qu'un sol peu compact et perméable est adapté aux bandes enherbées.

La végétation d'une bande enherbée doit être dense afin d'éviter l'érosion du sol, ralentir l'eau et filtrer les particules. Généralement, des espèces herbacées ou des fleurs des champs sont recommandées mais il existe également des systèmes avec des arbres et des arbustes.

La maintenance de ces ouvrages est très importante afin d'assurer son fonctionnement à long terme; elle inclut l'entretien des plantes, la reconstitution du sol érodé et l'enlèvement des déchets et sédiments.

2.3.2. Règles de conception des ouvrages de biorétention

Le travail de synthèse sur les méthodes de conception des ouvrages de biorétention mené dans le cadre de cette thèse a fait l'objet d'un premier article, présenté ci-après.

- Article 1 : Les ouvrages de biorétention : synthèse des guides internationaux de conception et de maintenance des filtres plantés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines. K. Flanagan, P. Branchu, M.-C.Gromaire. Techniques Sciences Méthodes. 2017, 12 : 89-126.

Les ouvrages de biorétention: synthèse des guides internationaux de conception et de maintenance des filtres plantés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines

(Techniques Sciences Méthodes – 2017 – 12, 89-126)

DOI : 10.1051/tsm/201712089

Kelsey Flanagan¹, Philippe Branchu², Marie-Christine Gromaire¹

¹LEESU, UMR MA 102, École des Ponts, AgroParisTech, UPEC, UPE, Champs-sur-Marne, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2, France. kelsey.flanagan@enpc.fr, gromaire@enpc.fr

²CEREMA Direction territoriale Ile-de-France, 12 Rue Léon Teisserenc de Bort, 78190 Trappes, France. philippe.branchu@cerema.fr

Résumé :

Depuis quelques décennies, on observe le développement de systèmes végétalisés conçus pour stocker, filtrer et parfois infiltrer à la source les eaux de ruissellement urbaines. Dans le monde anglophone de nombreux guides ont été publiés afin d'encadrer la conception et la maintenance de ce type d'ouvrage, qualifiés de *bio retention*. Ces guides, issus de retours d'expériences dans ces pays, proposent des préconisations relatives à l'emplacement des ouvrages, leurs modes de vidange, les caractéristiques des couches du filtre, les critères et méthodes de dimensionnement, le choix des végétaux et l'entretien des ouvrages. Comme ces techniques sont encore relativement peu diffusées en France et ne font pas encore l'objet de tels guides, cet article a pour vocation de dresser une synthèse d'une sélection de ces guides.

Abstract:

Over the past few decades, vegetated systems designed for the on-site storage, filtration and sometimes infiltration of urban runoff have been developed and become increasingly popular. Across the English-speaking world, one can find a great many guides providing detailed

information as to the design and maintenance of this type of system, referred to as bioretention. These guides, which present advice as to where to locate these systems, how to drain them, the characteristics of the filter media, sizing methods, plant choice and system maintenance, contain a wealth of valuable information and feedback from the experience in these countries. As this technique is relatively new in France and no such detailed guidelines yet exist, this article synthesizes the information from a selection of these guides.

Mots clés : Biorétention, filtre planté, techniques alternatives, eaux de ruissellement urbaines

Keywords : Bioretention, Biofiltration, SuDS, urban runoff water

2.3.2.1. Introduction

Les eaux de ruissellement urbaines sont contaminées par de nombreuses substances tels que les matières en suspension (MES), les éléments traces métalliques et métalloïdes, et les micropolluants organiques (Davis and Birch, 2010; Eriksson et al., 2007; Gasperi et al., 2014; Zgheib et al., 2012), dont certains font partie des polluants prioritaires définis par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau (European Commission, 2000). En raison de cette charge polluante, la protection de la qualité des milieux récepteurs est devenue un objectif prioritaire de la gestion des eaux pluviales.

Plus largement, une prise de conscience des problèmes associés aux modifications du cycle d'eau du fait de l'imperméabilisation des sols lors de l'urbanisation mène à un changement de paradigme en hydrologie urbaine. La stratégie de drainage rapide par des réseaux d'assainissement se voit remplacée par des « techniques alternatives » (aussi connues sous les termes de gestion à la source et gestion amont) où les eaux sont gérées au plus proche possible de la source (Fletcher et al., 2014).

Dans ce contexte, les systèmes végétalisés permettant le stockage, la filtration et éventuellement l'infiltration des eaux de ruissellement urbaines connaissent un succès croissant. Ces ouvrages limitent le flux polluant par l'épuration et la rétention de l'eau (Davis, 2007; DiBlasi et al., 2009; Hatt et al., 2009). En outre, ils peuvent limiter les effets hydrologiques de l'urbanisation d'un site en réduisant le débit de pointe, le volume ruisselé en favorisant l'infiltration et l'évapotranspiration (Davis, 2008; Hatt et al., 2009; Heasom et al., 2006), tout en contribuant au paysage et à la biodiversité de l'espace urbain (Kazemi et al., 2011).

Plus spécifiquement, des ouvrages végétalisés pour la gestion en amont des eaux de ruissellement urbaines avec un objectif de filtration apparaissent en France sous des appellations de *noue de voirie* (Leroy et al., 2016), de *noue filtrante* (Servier, 2016), de *fossé filtrant* et de *filtre planté* (Ramier et al., 2016). Bien qu'il existe des prescriptions générales pour l'infiltration de l'eau en France (Ecopluies, 2009; MGD Infiltration, 2006), ces ouvrages de traitement, conçus de manière empirique, ne bénéficient, à l'heure actuelle, d'aucun guide détaillé de conception.

Ces ouvrages végétalisés de filtration existent depuis quelques décennies à l'international. En effet, depuis la publication du premier guide sur la technique dite de *bioretention* en 1993 au

Maryland aux États-Unis (Roy-Poirier et al., 2010), cette technique s'est propagée à travers le monde anglophone. Elle fait maintenant l'objet d'un grand nombre de guides de conception et de maintenance, le plus fréquemment sous l'appellation de *bioretention*, mais aussi sous la désignation de *biofiltration*. Ces guides présentent des recommandations détaillées par rapport à l'emplacement des ouvrages, aux matériaux de construction, aux précautions à prendre afin de minimiser les risques associés aux ouvrages, aux méthodes de dimensionnement et aux pratiques de maintenance à prévoir. Bien que provenant de contextes variés et parfois très différents de ceux rencontrés en France, ils constituent des retours d'expériences importants, soulignant les bonnes pratiques à adopter et les pièges à éviter lors de la mise en place et de l'exploitation des ouvrages de biorétention. L'objectif de cet article est ainsi de synthétiser et d'analyser le contenu d'une sélection de ces guides, représentant une variété de contextes.

2.3.2.2. Définition des dispositifs de biorétention

Un dispositif de biorétention (Figure 9) consiste en une dépression végétalisée remplie d'un substrat filtrant vers laquelle les eaux de ruissellement d'une surface imperméabilisée (ou partiellement) sont dirigées, puis stockées, filtrées et éventuellement infiltrées. Après stockage en surface, l'eau est filtrée à travers un substrat, choisi pour sa perméabilité et sa capacité à dépolluer l'eau. Dans certains cas, le substrat de filtration est recouvert par un paillage. L'eau infiltrée peut être collectée par un drain en fond d'ouvrage et/ou sortir du système par exfiltration (percolation ou absorption de l'eau dans le sol naturel sous-jacent). Dans le cas où un drain est présent, il est généralement installé dans une couche de drainage en gravier, séparée de la couche de substrat filtrant par une couche de transition de granulométrie intermédiaire. Il existe des configurations où le drain est surélevé pour créer un niveau saturé permanent. Dans certains cas, l'ouvrage peut être étanché pour empêcher l'infiltration (Clar et al., 2004; Roy-Poirier et al., 2010; LeFevre et al., 2014; Liu et al., 2014).

Dans ce type de système, les processus naturels associés à l'écosystème du sol assurent la rétention des eaux de ruissellement ainsi que leur dépollution. Le devenir des polluants sera influencé notamment par les processus de filtration physique des polluants particuliers, sorption des polluants dissous, volatilisation, biodégradation et l'interaction avec la végétation (accumulation par les plantes ou stabilisation dans la zone racinaire) (LeFevre et al., 2014).

Il existe deux concepts voisins d'ouvrages filtrants végétalisés : les filtres plantés de macrophytes aquatiques tels les roseaux ou zones humides artificielles (*constructed wetlands*) et les dispositifs de *bioretention* ou *rain gardens* (jardins de pluie). On peut distinguer les ouvrages de biorétention des filtres plantés de roseaux par leurs conditions hydrologiques différentes ainsi que par la végétation associée. En effet, au contraire d'une zone humide artificielle, un ouvrage de biorétention alimenté par les eaux de ruissellement n'est généralement pas couplé à un bassin de stockage en amont et est conçu pour se vider dans les heures suivant un orage. Son sol est rarement saturé, pouvant même devenir très sec entre les événements pluvieux ; la végétation la plus adaptée est celle de zones à humidité variable, telle qu'une forêt (Roy-Poirier et al., 2010). En anglais, le terme *rain garden*, est parfois utilisé comme un synonyme de *bioretention* (Dietz and Clausen, 2005; Le Coustumer et al., 2012), mais peut se référer également à une variante plus petite et moins technique (CIRIA, 2015; FAWB et al., 2009). En France, une fiche technique diffusée par le Certu définit un jardin de pluie comme « une dépression plantée, créée pour récupérer, autant que possible, l'excès de

ruissellement d'une maison ou d'un autre bâtiment et de son environnement paysager » (Le Nouveau, 2010), ce qui ressemble effectivement à un ouvrage de biorétention sans la notion d'un substrat filtrant spécifique.

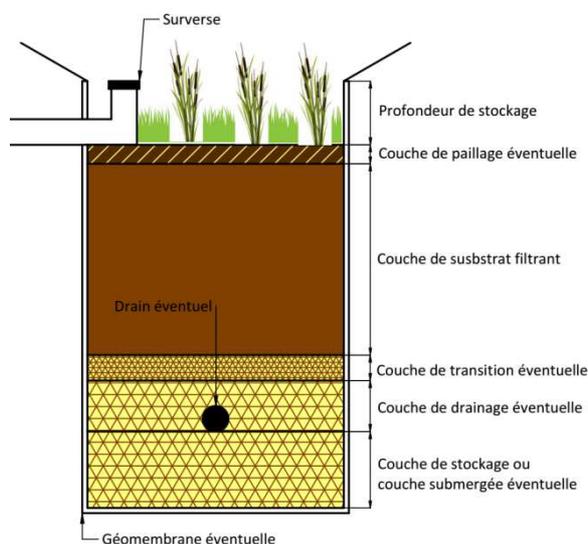


Figure 9 : Un dispositif de biorétention générique

2.3.2.3. Présentation des guides étudiés

Dans cet article, nous étudions une sélection de guides de conception et de maintenance des ouvrages de biorétention. Lors de la sélection, nous avons retenu, tout d'abord, les guides généralement considérés comme faisant-référence dans le domaine ou provenant des territoires où l'activité de recherche scientifique est importante sur ces pratiques (FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; PGC DER, 2007). D'autres guides ont été choisis afin de souligner des approches de conception originales (UWWRI, 2006) ou des contextes et/ou des pays différents (CIRIA, 2015; CVC, 2010; NSC, 2008; PUB, 2011; UDFCD, 2015a). Ces guides sont applicables à une variété d'échelles, depuis l'échelle nationale (CIRIA, 2015; PUB, 2011) à l'échelle locale (CVC, 2010; NSC, 2008; PGC DER, 2007; UDFCD, 2015a) en passant par l'échelle d'un état aux Etats-Unis (NCDWQ, 2017; UWWRI, 2006). Le guide en provenance de Melbourne est le produit d'un programme de recherche qui n'est pas applicable à une région particulière (FAWB, 2009). Ces guides ne sont généralement pas réglementaires mais sont des outils d'aide aux acteurs du développement urbain pour l'implémentation des stratégies de gestion à la source des eaux pluviales.

Comme les ouvrages de biorétention sont conçus afin de répondre à une problématique hydrologique, elle-même conditionnée par le contexte climatique local, une prise en compte de ce contexte apparaît comme nécessaire pour l'interprétation des guides. Ainsi, le Tableau 16 présente les caractéristiques climatiques associées aux neuf guides étudiés et, pour comparaison, celles associées aux trois plus grandes villes françaises.

On note que la majorité des guides, et notamment les guides « faisant-référence », proviennent de climats tempérés sans saison sèche (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGC DER, 2007), pouvant correspondre aux zones climatiques de Paris et de Lyon. La répartition de la pluie sur toute l'année est plutôt favorable aux systèmes de biorétention, les

flux à traiter étant répartis sur une période plus longue, et ce climat limitant les problèmes de stress hydrique des plantes par rapport à un climat méditerranéen. De plus, compte tenu des températures douces, le sol n'est pas susceptible de geler sur de longues périodes en hiver ni d'être soumis à un cumul important de neige comme en climat de montagne – le système fonctionne tout au long de l'année, même si les plantes sont moins développées en hiver. Les autres guides permettent de traiter d'autres conditions climatiques: un climat équatorial avec une pluviométrie très élevée à Singapour, des climats continentaux, plus froids, à Madison (Etats-Unis) et à Toronto (Canada) et un climat de steppe-aride à Denver (Etats-Unis).

En rapport avec ce zonage climatique, les régions étudiées diffèrent de par l'intensité et la fréquence des événements pluvieux. Ces différences sont illustrées dans le Tableau 16 par les cumuls de pluie moyens journaliers ($H_{\text{pluie par jour}}$) et par les hauteurs de pluie de périodes de retour de 1 an et de 10 ans pour des durées de 1h et 24h. Tout comme Londres, Paris est caractérisé par des pluies fréquentes d'ampleur et d'intensité faible. A Lyon, la pluie est moins fréquente et d'ampleur et d'intensité plus importante, cette situation est encore plus exacerbée à Marseille. Cependant, les intensités de pluie en France restent généralement plus faibles que celles observées sur la côte est de l'Amérique du Nord et à Singapour.

Guide	Ville d'origine	Type de climat ¹⁰	Pluviométrie annuelle (mm) ¹¹	Jours avec précipitation par an ¹²	$H_{\text{pluie par jour}}$ pluvieux (mm)	Nombre de jours de gel par an ¹²	H_{pluie} (mm, 1an, 1h) ¹³	H_{pluie} (mm, 1an, 24h) ¹³	H_{pluie} (mm, 10 an, 1h) ¹³	H_{pluie} (mm, 10 an, 24h) ¹³
1	Melbourne, Australie	Cfb	657	144	4.6	2	14	51	26	96
2	North Shore City, Nouvelle-Zélande	Cfb	1160	172	6.7	0	T=1,58 ans		37	126
							17	108		
3	Upper Marlboro, Maryland, Etats-Unis	Cfa	1028	106	9.7	105	31	69	55	131
4	Raleigh, Caroline du Nord, Etats-Unis	Cfa	1150	101	11.4	61	37	76	62	139
5	Madison, Wisconsin, Etats-Unis	Dfb	940	115	8.2	143	24	63	50	103
6	Denver, Colorado, Etats-Unis	BSk	360	87	4.1	157	17	39	33	72
7	Toronto, Canada	Dfb	859	146	5.9	148	T=2 ans		40	80
							23	48		
8	Londres, Angleterre	Cfb	760	236	3.2	64	T=2 ans		26	57
							8	29		
9	Singapore, Singapour	Af	2279	218	10.5	0	50	77	93	144
	Paris, France	Cfb	648	193	3.4	50	18	33	32	61
	Lyon, France	Cfb	735	116	6.3	56	19	54	33	85
	Marseille, France	Csa	576	92	6.3	26	26	82	45	110

Tableau 16: Liste des climats associés aux guides et aux villes françaises. ¹(FAWB, 2009), ²(NSC, 2008), ³(PGCDER, 2007), ⁴(NCDWQ, 2017), ⁵(UWWRI, 2006), ⁶(UDFCD, 2015a), ⁷(CVC, 2010), ⁸(CIRIA, 2015), ⁹(PUB, 2011), ¹⁰Af=climat équatorial, BSk= climat de steppe semi-aride, sec et froid, Cfa= climat tempéré sans saison sèche, été chaud, Cfb= climat tempéré sans saison sèche, été tempéré, Csa= climat tempéré avec été sec et chaud, Dfb= climat continental sans saison sèche, été tempéré (Kottek et al., 2006), ¹¹(Peel et al., 2007), ¹²(Canty et al., 2016), ¹³Données Australie (Australian Government, 2016), New Zealand (NIWA, 2016), Etats-Unis (US Department of Commerce, 2016), Canada (Government of Canada, 2015), UK (Centre for Ecology and Hydrology, 2016), Singapour (Qingyu et al., 2012), Paris de Météo France, Lyon (Communauté de Lyon Direction de l'eau, 2012), Marseille (Préfet des Bouches-du-Rhône, 2015) et (Egis Eau, 2011).

2.3.2.4. Synthèse des guides

Lors de la conception d'un ouvrage de biorétention, il est nécessaire de prendre en compte un certain nombre de contraintes liées au bassin versant d'apport et à la localisation de l'ouvrage, de définir clairement les objectifs hydrauliques et/ou épuratoires assignés à l'ouvrage et puis d'identifier une solution technique répondant à ces différentes considérations. Au cours de ce processus, plusieurs caractéristiques de l'ouvrage doivent être spécifiées : son adaptation à la nature du bassin versant d'apport, la taille du bassin versant d'apport et l'emplacement de l'ouvrage au sein de celui-ci, les modes d'alimentation et de drainage de l'ouvrage, les propriétés des couches du filtre, les dimensions de l'ouvrage et le choix des végétaux à y planter. Les sections suivantes synthétisent les recommandations des guides étudiés en termes de choix de ces différents paramètres, ainsi qu'en termes de pratiques de maintenance à adopter pour assurer le bon fonctionnement à long terme de l'ouvrage.

2.3.2.4.1. Recommandations en termes de type de bassin versant d'apport, d'emplacement de l'ouvrage et de mode d'alimentation

Les ouvrages de biorétention s'insèrent dans un environnement urbain, où ils reçoivent les eaux de ruissellement d'un bassin versant d'apport qu'ils traitent avant de les évacuer vers le sous-sol ou vers un réseau de drainage. Un premier type de consigne fréquemment relevé dans les guides concerne la relation de l'ouvrage avec son environnement : les caractéristiques acceptables du bassin versant d'apport, l'emplacement des ouvrages, les modes d'alimentation et les besoins en prétraitement.

Les caractéristiques des bassins versants d'apport considérés incluent la surface, la pente et l'occupation du sol. La biorétention étant conçue comme une technique de gestion en amont des eaux de ruissellement, la surface du bassin versant d'apport est généralement limitée à une valeur maximale qui varie entre 0,4 ha (UDFCD, 2015a) et 0,8 ha (CIRIA, 2015; CVC, 2010; PGCDER, 2007). Seul le guide australien élargit le domaine d'application en intégrant également des ouvrages en aval des réseaux d'assainissement, pouvant avoir un bassin versant supérieur à 50 ha (FAWB, 2009).

La pente du bassin versant est également prise en compte, limitée à 20 % (NSC, 2008; PGCDER, 2007), elle se situe idéalement entre 1 et 5 % (CVC, 2010). L'ouvrage doit quant à lui avoir une surface complètement plane afin d'assurer une bonne répartition des flux de filtration. Une pente initiale importante peut engendrer des coûts de terrassement importants (CIRIA, 2015; PGCDER, 2007; UDFCD, 2015a). De plus, en zone pentue, l'écoulement rapide du ruissellement peut engendrer une érosion du sol, aussi bien sur le bassin versant d'apport (UDFCD, 2015a) que dans l'ouvrage lui-même (FAWB, 2009). L'effet de la pente est exacerbé dans le cas des ouvrages linéaires, par exemple en bordure de route, pour lesquels on recommande la séparation de l'ouvrage en biefs et une pente longitudinale maximale de 5 % (FAWB, 2009).

On constate également l'existence de restrictions en termes d'occupation du sol du bassin versant afin de limiter l'apport de polluants ou de particules. En région aride, il est conseillé d'éviter d'implanter ces ouvrages sur des bassins versants peu végétalisés, susceptibles de générer des quantités importantes de sol érodé (UDFCD, 2015a). Dans les climats froids, des restrictions d'usage de la biorétention pour des voiries connaissant des épandages fréquents de sel (CVC, 2010) ou de sable (UDFCD, 2015a) en période de viabilité hivernale sont notées.

Plusieurs guides soulignent que l'existence de travaux sur le bassin versant peut générer des problèmes de colmatage dû à l'apport de particules ou au compactage du substrat en cas de passage des engins de construction. Ainsi, il est conseillé d'attendre la fin des travaux pour sa mise en service (CIRIA, 2015; CVC, 2010; PUB, 2011; UDFCD, 2015a).

L'emplacement du système de biorétention au sein du bassin versant est également un élément important de sa conception. Afin de minimiser les travaux de terrassement, il est recommandé que la topographie naturelle du site soit préservée si possible et que l'ouvrage soit placé au point bas du bassin versant (PGCDER, 2007). Pour des ouvrages non-étanches, l'infiltration d'eau peut poser des problèmes vis-à-vis de l'environnement construit. Deux approches sont proposées pour gérer ce risque: l'obligation d'obtention de l'avis d'un ingénieur géotechnique (UDFCD, 2015a) ou le respect d'une distance minimale entre l'ouvrage et tout bâtiment, allant de 1,5 m (PGCDER, 2007) à 4 m (NSC, 2008). Une ultime contrainte souvent citée est le respect d'une distance minimale entre le fond de l'ouvrage et le niveau le plus haut de la nappe phréatique ; cette distance varie de 0,6 m (NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007) à 1 m (CIRIA, 2015; CVC, 2010) ; pour comparaison, un guide français la limite également à 1 m (Ecopluies, 2009).

Comme tout ouvrage de gestion des eaux pluviales, la capacité hydraulique d'un système de biorétention peut être dépassée en cas d'événements pluvieux plus importants que celui associé au dimensionnement. Deux approches sont proposées, la première, considérée préférable par deux guides, consiste à dériver l'eau avant son arrivée dans l'ouvrage (by-pass) lorsque ce dernier est plein (PGCDER, 2007). La deuxième fait intervenir un dispositif de surverse (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007; UDFCD, 2015a; UWWRI, 2006). La surverse doit alors être la plus proche possible de l'entrée pour minimiser les phénomènes d'érosion du substrat (PUB, 2011).

Les ouvrages de biorétention peuvent être alimentés par ruissellement superficiel ou par un écoulement canalisé. En cas d'écoulement canalisé, il est souvent considéré nécessaire de prévoir un dispositif de dissipation d'énergie tel que un *forebay* ou bief amont (CIRIA, 2015), des enrochements ou de la végétation dense (CVC, 2010; NSC, 2008; PUB, 2011) pour éviter l'érosion du sol de l'ouvrage. Pour réduire ce risque, l'alimentation par ruissellement superficiel est souvent favorisée (FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008).

Il est souvent considéré comme nécessaire de prétraiter le ruissellement arrivant afin de retenir une partie des particules et d'éviter le colmatage de l'ouvrage. Certains guides recommandent un prétraitement limité aux bassins versants les plus pollués (NSC, 2008), susceptibles d'apporter beaucoup de particules ou de déchets (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; UDFCD, 2015a) ou aux bassins versants de taille importante (FAWB, 2009; NSC, 2008; PUB, 2011; UDFCD, 2015a), alors que d'autres prévoient systématiquement un prétraitement (NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007).

2.3.2.4.2. Modes de vidange de l'ouvrage

Il existe différents modes de vidange des ouvrages de biorétention, qui se déclinent en fonction des objectifs assignés à l'ouvrage et des contraintes liées à son implantation. La Figure 10 propose une typologie des ouvrages de biorétention en fonction des modes d'évacuation possibles. Deux modes de vidange de l'ouvrage sont possibles : la vidange par infiltration dans le sol sous-jacent (représentée dans la figure en bleu) et la vidange par un drain (en jaune). Aux extrémités de ces deux catégories se trouvent, respectivement, les ouvrages non-drainés dans

lesquels la totalité de l'eau est infiltrée et à l'inverse, les ouvrages drainés et étanches où la totalité de l'eau est drainée. A l'intersection entre ces deux modalités de vidange, on trouve les ouvrages infiltrant drainés, où l'eau peut se vider selon deux modalités. Une sous-catégorie d'ouvrages drainés est celle des ouvrages avec un drain surélevé : un volume de stockage est créé dans le matériau poreux situé sous le niveau du drain, il permet soit de maximiser le volume infiltré dans le cas d'un ouvrage infiltrant, soit de créer une zone saturée permanente dans le cas d'un ouvrage étanche.

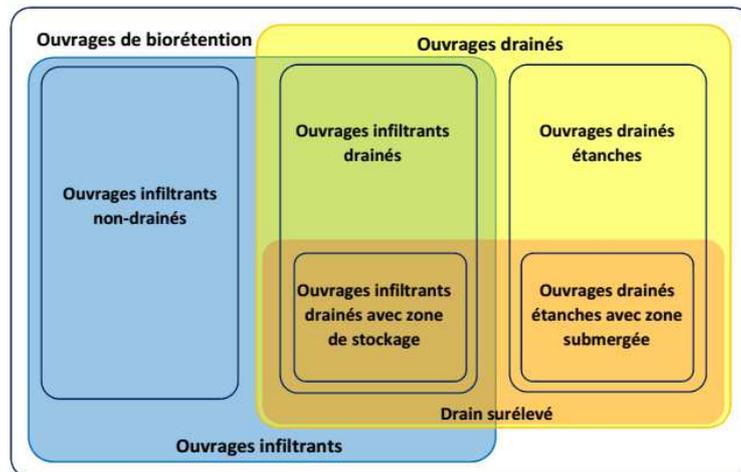


Figure 10: Configurations possibles de drainage des ouvrages de biorétention

La distinction entre les ouvrages infiltrant et les ouvrages étanches est présente dans la majorité des guides, mais différents raisonnements la motivent. En Australie et à Singapour, les ouvrages de biorétention sont recommandés pour la récupération et le prétraitement des eaux de ruissellement avant une réutilisation (FAWB, 2009; PUB, 2011). Dans ce cas, l'ouvrage est étanchéifié afin de maximiser la proportion d'eau récupérée. L'étanchéification est également recommandée lorsqu'il existe un enjeu de protection de la nappe phréatique ou des infrastructures (CVC, 2010; FAWB, 2009; NSC, 2008; PGCDER, 2007; UDFCD, 2015a). Deux guides affirment que l'étanchéification s'avère nécessaire uniquement si les enjeux ci-dessus sont présents et si la conductivité hydraulique du sol sous-jacent est supérieure de 10 % à la conductivité hydraulique du substrat de l'ouvrage. Dans le cas d'une conductivité plus faible, il est supposé que le fonctionnement du drain rend l'étanchéification non nécessaire (CIRIA, 2015; PUB, 2011). Deux guides ne mentionnent pas la possibilité d'étanchéifier le système et le conçoivent uniquement comme un système infiltrant (NCDWQ, 2017; UWWRI, 2006).

Si tous les systèmes étanches sont drainés, le drainage d'un ouvrage non-étanche est généralement recommandé lorsque le sol sous-jacent n'est pas suffisamment perméable pour assurer le temps de vidange envisagé (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011; UDFCD, 2015a; UWWRI, 2006).

La surélévation du drain peut répondre à différents objectifs selon la configuration de l'ouvrage. Pour les ouvrages étanches, la zone de stockage, souvent appelée « zone submergée », restera remplie entre les événements pluvieux. Pendant cette période, cette zone peut devenir anoxique, ce qui permet les processus anaérobie de dénitrification (FAWB, 2009; PGCDER, 2007; PUB, 2011). Elle sert de plus de réserve hydrique pour la végétation en périodes sèches (FAWB, 2009; PUB, 2011). Dans le cas des ouvrages non-étanches, la zone de stockage créée par un drain surélevé permet d'augmenter la proportion d'eau infiltrée par

rapport à un système drainé classique (CIRIA, 2015; NSC, 2008; PGCDER, 2007; UWWRI, 2006). On retrouve là aussi l'idée qu'un drain surélevé peut encourager la dénitrification en créant une zone anaérobie (NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007). Un système intermédiaire est également proposé : non-étanche au niveau de la couche de filtration, avec le drain surélevé et étanche au niveau de la zone de stockage afin de garder une réserve d'eau pour la végétation dans les climats secs (FAWB, 2009; PUB, 2011)

Les guides s'intéressent également aux matériaux de drainage. Le drain est généralement installé dans une couche de drainage en gravier. Selon le CIRIA (2015), il doit posséder une conductivité hydraulique supérieure à celle du sol et doit être surdimensionné pour les écoulements attendus afin qu'il ne limite pas l'écoulement dans le système. Un guide suggère l'installation d'un drain avec un orifice ajustable et accessible pour contrôler le débit à la sortie, afin de pouvoir optimiser le fonctionnement hydrologique du système (UWWRI, 2006). Il peut s'avérer utile de prévoir un regard sur le drain, ce qui permet son inspection et son nettoyage (CVC, 2010; NCDWQ, 2017). Certains guides recommandent l'utilisation d'un tuyau perforé en polychlorure de vinyle (PVC) (FAWB, 2009) ou en polyéthylène haute densité (PEHD) (CVC, 2010), alors que d'autres affirment qu'un drain agricole serait également acceptable (NSC, 2008; PGCDER, 2007).

2.3.2.4.3. Couches du filtre

Les ouvrages de biorétention les plus simples sont constitués d'une unique couche de substrat filtrant, mais certains ouvrages comportent d'autres couches: une couche de paillage au-dessus du substrat, puis en dessous, une couche de transition, une couche de drainage et une couche de stockage ou saturée (Figure 9). Toutes ces couches font l'objet de recommandations dans les guides (Tableau 17).

Couche	Paillage	Couche de substrat filtrant	Couche de transition	Couche de drainage	Couche de stockage	
Matériaux	<i>copeaux de bois ou bois rapé</i>	<i>cf. Figure 3</i>	<i>sable ou gravier fin</i>	<i>gravier</i>	<i>gravier ou sable, possiblement avec une source de carbone</i>	
Épaisseur (cm) recommandée par guide	1	x	30-50 ^a , 50-70 ^b	5	15	30*
	2	5-75	60-100	10	20-30	30*
	3	76-102	76-102	8-20	°	<30*
	4	76-102	>46 ^{a,c} , >60 ^{b,c} , >90 ^d	10	18	30
	5	-	-	-	-	<122*
	6	x	>46	-	15	-
	7	75	100-125 ^e , >100 ^d , >50 ^f	10	20	>10*
	8	<75*, parfois x	75-100 ^e , >40 ^f	>10	>10	**
	9	-	>60 ^e , >100 ^d , >40 ^f	>10	>20	>30 cm*

Tableau 17: Matériaux et épaisseurs des couches du filtre. ¹(FAWB, 2009), ²(NSC, 2008), ³(PGCDER, 2007), ⁴(NCDWQ, 2017), ⁵(UWWRI, 2006), ⁶(UDFCD, 2015a), ⁷(CVC, 2010), ⁸(CIRIA, 2015), ⁹(PUB, 2011), ^een cas de présence de zone submergée, ^ben absence de zone submergée, ^csans arbres ou arbustes, ^dsi arbres ou arbustes, ^egamme idéale, ^fgamme acceptable mais non-idéale, * : la couche est optionnelle, - : absence de recommandation, ° : absence de précision de profondeur, x : couche est contre-indiquée

L'utilisation du paillage ne fait pas consensus. Si certains guides présentent le paillage, généralement une couche d'environ 7,5 cm de bois râpé ou de copeaux de bois, comme une partie essentielle d'un système de biorétention (CVC, 2010; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007), d'autres affirment qu'il doit être évité (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; UDFCD, 2015a). Le paillage contribue à la filtration et sorption des polluants et joue un rôle de prétraitement, protégeant le substrat du colmatage. Son remplacement, à effectuer

régulièrement, permet d'enlever une grande partie du sédiment cumulé dans l'ouvrage (NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007). D'un autre côté, il peut flotter, bloquant le dispositif de surverse (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; UDFCD, 2015a). Un des guides partisan du paillage recommande de concevoir les systèmes de biorétention en dérivation, de telle sorte qu'un dispositif de surverse n'est pas nécessaire, minimisant ainsi le risque, et un autre recommande la mise en place d'une couverture anti-érosion pour éviter la flottation du paillage (PGCDER, 2007).

Sous la couche de paillage éventuelle se trouve la couche du substrat filtrant, dont l'épaisseur recommandée est précisée par chaque guide (cf. Table 2). On retrouve une valeur minimale recommandée de 30 cm applicable uniquement au cas d'un système avec une zone de stockage au fond (FAWB, 2009). La plupart des valeurs se situent dans la gamme de 50 cm à 100 cm. Certains guides autorisent une épaisseur plus faible en cas de contraintes de profondeur (CVC, 2010; PUB, 2011). Le guide du Royaume-Uni autorise une épaisseur plus faible pour de petits ouvrages (CIRIA, 2015). Certains guides proposent d'adapter l'épaisseur du substrat au type de végétation (CVC, 2010; NCDWQ, 2017; PUB, 2011). La nature de ce substrat fait l'objet d'un grand nombre de recommandations, détaillées dans la section suivante.

Les autres couches pouvant être recommandées dans un ouvrage de biorétention sont celles associées à son drainage et le stockage éventuel sous le drain. Le drain est généralement installé au sein d'une couche de gravier d'une épaisseur de 10 à 30 cm (CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011; UDFCD, 2015a), la couche de drainage.

Afin d'éviter le lessivage du substrat filtrant dans la couche de drainage, ces deux couches sont généralement séparées par une couche de transition d'un matériau de granulométrie intermédiaire et d'une épaisseur de 5 à 20 cm (CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011). Le guide australien suggère un critère de chevauchement pour choisir la granulométrie de la couche de transition par rapport aux couches de substrat filtrant et de drainage :

$$D_{15, \text{couche de transition}} \leq 5 \cdot D_{85, \text{couche de substrat filtrant}} \text{ et } D_{15, \text{couche de drainage}} \leq 5 \cdot D_{85, \text{couche de transition}}$$

où D_{15} est le 15^{ème} percentile des diamètres des particules et D_{85} est le 85^{ème} percentile.

Ce critère assure que les plus petites particules de la couche plus grossière et les plus grandes particules de la couche plus fine aient une taille du même ordre de grandeur. Ce guide déconseille l'utilisation d'un géotextile pour séparer les couches de substrat filtrant et de drainage du fait d'un risque de colmatage (FAWB, 2009). Dans le guide du CIRIA (2015), il est affirmé que malgré les observations de colmatage en Australie, un géotextile en adéquation avec le sol ne devrait pas poser de problème de colmatage et le guide de NCDEQ (2017) permet un géotextile quand le bassin versant génère peu de particules.

La dernière couche pouvant être présente dans un ouvrage de biorétention est la couche de stockage. En général, cette couche est constituée du même matériel que la couche de drainage, du gravier. Les épaisseurs recommandées varient de 10 cm (CVC, 2010) à 122 cm (UWWRI, 2006), la valeur la plus fréquemment citée est de 30 cm (FAWB, 2009; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011). Deux guides recommandent l'ajout de matière organique à cette couche afin de favoriser les processus de dénitrification (FAWB, 2009; PUB, 2011).

2.3.2.4.4. Propriétés du substrat filtrant

Le substrat de filtration, et ses caractéristiques, constituent un élément clef de l'ouvrage, tant sur le plan hydraulique qu'épuratoire. La prise en compte du substrat comme un objet de conception implique l'excavation et le remplacement du sol en place. Elle permet alors de distinguer les systèmes de biorétention des techniques alternatives conçues uniquement pour le contrôle quantitatif de l'eau tels que les bassins d'infiltration ou les noues enherbées traditionnelles. Chaque guide présente ainsi des recommandations détaillées pour les caractéristiques du substrat. Même si les guides ne citent pas toujours les mêmes paramètres, on trouve fréquemment des recommandations concernant la conductivité hydraulique, la granulométrie, la proportion de matière organique, le pH et la teneur en nutriments du substrat de filtration. Le seul guide ne comportant pas de recommandations de ce type est celui du Wisconsin qui préconise que le sol en place soit caractérisé et remplacé uniquement si sa conductivité hydraulique est très faible, ce qui impliquerait un ouvrage très grand. Dans ce cas, son remplacement peut être envisagé si le coût des travaux ne dépasse pas le coût d'un ouvrage plus grand (UWWRI, 2006).

La Figure 11 présente les recommandations en termes de deux éléments clés et interconnectés du choix du substrat : la conductivité hydraulique (K_s) et la granulométrie, présentée en termes de proportion de sables et fines (limons et argiles) dans le substrat.

K_s détermine la vitesse de percolation de l'eau dans l'ouvrage. Ainsi, un K_s élevé permet de minimiser la surface d'ouvrage nécessaire pour évacuer un volume d'eau donné. Il conduit cependant également à réduire le temps de séjour de l'eau dans le substrat, ce qui est limitant vis-à-vis de la rétention de polluants dans l'ouvrage. Il est aussi souhaitable, pour la survie des plantes en période sèche, que le substrat retienne de l'eau, ce qui est favorisé par un K_s plus faible. Il est donc nécessaire de choisir une conductivité hydraulique permettant un équilibre entre ces différents facteurs. La plupart des guides précisent des gammes acceptables de K_s (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PUB, 2011). Deux guides proposent uniquement une valeur minimale de K_s (CVC, 2010; PGCDER, 2007). Les K_s recommandés par les guides se trouvent dans la gamme de $3,5 \cdot 10^{-6}$ m/s (PGCDER, 2007) à $1,4 \cdot 10^{-4}$ m/s (PUB, 2011), les valeurs les plus faibles provenant d'Amérique du Nord (CVC, 2010; NCDWQ, 2017; Prince George's County, Maryland, 1999). Ceci peut sembler étonnant, les pluies en Amérique du Nord étant les plus intenses des pays étudiés, à l'exception de Singapour (cf. Tableau 16). Nous discuterons de l'implication de ces différences sur la conception des géométries des systèmes en fonction des objectifs fixés aux ouvrages dans les sections qui suivent.

La plupart des guides précisent également la granulométrie du substrat filtrant. Relié à la conductivité hydraulique (même si d'autres facteurs, tels que la compaction du sol peuvent aussi influencer K_s), ce paramètre est parfois considéré comme suffisant pour assurer le bon fonctionnement hydraulique du substrat (NCDWQ, 2017; UDFCD, 2015a) alors que d'autres fois il est considéré comme un paramètre indicatif à ajuster pour obtenir le K_s souhaité (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; PUB, 2011). De manière générale, la proportion de sable du substrat recommandée est importante (> 80 %) et celle en argiles et limons est faible (< 20 % cumulés) (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; PUB, 2011; UDFCD, 2015a). Deux guides fournissent des recommandations non pas en termes de granulométrie mais de matériaux utilisés pour constituer le substrat : sable, compost et terre végétale, la terre végétale étant elle-même un mélange de sables, limons, argiles granulométriques et matière organique

en proportions variables (NSC, 2008; PGCDER, 2007). On note que la proportion de sable recommandée par ces deux guides est relativement faible mais que cette valeur doit être comprise comme une valeur minimale sachant qu'un apport de sable granulométrique sera mélangé à la terre végétale.

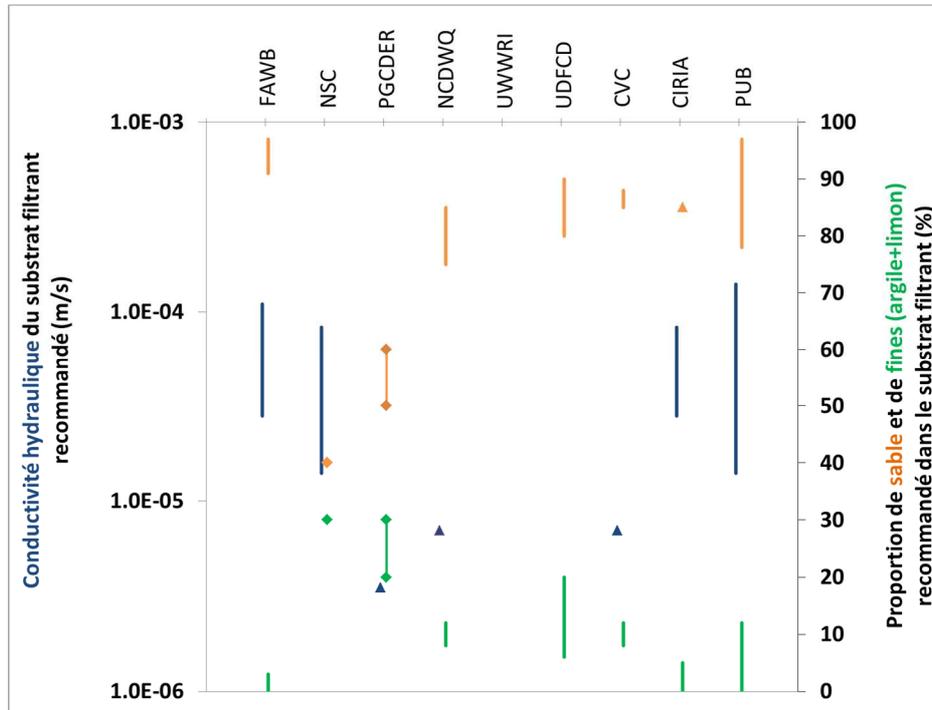


Figure 11 : Nature des substrats de filtration recommandés. Les lignes représentent des gammes de valeurs recommandées, les triangles représentent une valeur minimale, les losanges représentent une recommandation non en termes de granulométrie mais en matériaux constituant le substrat (sable et terre végétale)

La teneur en matière organique du substrat est également fréquemment citée. La matière organique contribue à la capacité du sol à retenir l'eau, ce qui est favorable pour le développement de la végétation (FAWB, 2009), mais aussi à adsorber les contaminants dissous (LeFevre et al., 2014). Un guide mentionne que la proportion de matière organique recommandée a été abaissée suite à un retour d'expérience démontrant un lessivage de nutriments à partir des matériaux tels que le compost (UDFCD, 2015a). Les valeurs les plus fréquentes sont situées entre 3 et 10% de matière organique (CIRIA, 2015; CVC, 2010; NCDWQ, 2017; PUB, 2011; UDFCD, 2015), mais deux guides proposent une proportion de compost pouvant atteindre 30 % sans préciser la teneur en matière organique exacte du substrat final (NSC, 2008; PGCDER, 2007).

Le pH du sol peut jouer un rôle par rapport à la spéciation et donc la rétention des métaux dissous (LeFevre et al., 2014). Les ouvrages de biorétention peuvent également servir de tampon de pH dans le cas où ils reçoivent des eaux de ruissellement acides (Roy-Poirier et al., 2010). On retrouve des recommandations de pH du substrat à l'eau variant entre 5,2 (NSC, 2008) et 8,5 (CIRIA, 2015), la gamme la plus courante étant entre 5,5 et 7,5 (CVC, 2010; FAWB, 2009; PUB, 2011).

Il est essentiel que le sol possède suffisamment de nutriments pour que le développement de la végétation soit bon – cependant des teneurs en nutriments trop élevées peuvent mener à un lessivage de ces composés dans les eaux traitées. Ainsi, on trouve des teneurs maximales en azote et en phosphore dans le substrat. Des concentrations maximales en azote de 0,1 %

(FAWB, 2009) et de 0,1 à 0,3% (CIRIA, 2015) ont ainsi été proposées. Des concentrations limites en phosphore sont également proposées mais les valeurs sont difficilement comparables entre les guides, car liées à des formes de phosphore différentes. On retrouve ainsi des valeurs limites exprimées en phosphore total (UDFCD, 2015a), en orthophosphate (FAWB, 2009), en P_2O_5 (NSC, 2008), en phosphore extractible à l'eau (CIRIA, 2015) et en P-index, un facteur censé estimer le risque de relargage de phosphore vers les eaux de surface (CVC, 2010; NCDWQ, 2017).

Des niveaux excessifs de sel dans le substrat peuvent gêner le développement des plantes (FAWB, 2009). Ainsi, quatre guides donnent des limites de la conductivité électrique du substrat à ne pas dépasser (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; PUB, 2011; UDFCD, 2015a). Ces valeurs varient de 0,63 mS/cm (PUB, 2011) à 6 mS/cm (UDFCD, 2015a).

2.3.2.4.5. Critères et méthodes de dimensionnement

Les ouvrages de biorétention sont des systèmes multifonctionnels contribuant aussi bien à la gestion des flux polluants qu'à celle des flux hydriques associés aux eaux de ruissellement de voirie. Ainsi, dans les guides on trouve une diversité de critères et règles de dimensionnement pour fixer les paramètres de l'ouvrage déterminant le volume de stockage disponible et la vitesse de filtration. Ces paramètres de dimensionnement sont : le ratio (b) entre la surface de l'ouvrage (A) et la surface de son bassin versant (BV), la hauteur maximale de stockage d'eau à la surface (h_{eau}) et, plus rarement, la conductivité hydraulique (K_s) et l'épaisseur des couches du filtre (P_{filtre}).

Dans la section précédente, nous avons vu que la plupart des guides présentent une gamme de valeurs acceptables de K_s et de P_{filtre} . De manière similaire, chaque guide propose des limites à h_{eau} (Tableau 18) afin de restreindre le temps de vidange nécessaire (UWWRI, 2006), limiter la période de submersion des plantes (NCDWQ, 2017; UWWRI, 2006), et, dans le cas d'installation dans un lieu public, d'assurer la sécurité des personnes ainsi que l'esthétique et l'intégration de l'ouvrage dans le paysage (UDFCD, 2015a; UWWRI, 2006). Le ratio b est généralement issu de la méthode de dimensionnement, dont les différents types sont décrits ci-dessous. On observe que ce ratio est très variable, entre 2 % (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; UDFCD, 2015a) et 20 % (CVC, 2010). Ces différences sont liées à la diversité des régimes climatiques (par exemple, les guides préconisant la plus petite surface de l'ouvrage sont ceux provenant des régions les moins pluvieuses), mais aussi à la variabilité en termes de critères et de méthodes de dimensionnement.

Guide	h_{pluie} à traiter	$t_{vidange}$	h_{eau}	b
1	ex. 10-15 mm	24-48h	20 – 50 cm	~2%
2	27 mm	8h	20 – 30 cm	5 – 8%°
3	23-25 mm	48h	<30 cm, <60cm*	Ex. 7.2%*
4	25 mm	12h	<30 cm	8-11%
5	-	24h	<46 cm	Ex. 15%
6	15 mm	12h	<30 cm	>2%°
7	-	24h	15 – 25 cm	7 – 20%
8	-	24-48h	15 – 30 cm	2 – 4%
9	-	-	<30 cm	Ex. 5%

Tableau 18: Valeurs recommandées pour le dimensionnement des ouvrages de biorétention (h_{pluie} est la hauteur de pluie à traiter, $t_{vidange}$ est le temps de vidange, h_{eau} est la profondeur du stockage à la surface et b est le ratio de la surface de l'ouvrage à celle du bassin versant d'apport). ¹(FAWB, 2009), ²(NSC, 2008), ³(PGCDER, 2007), ⁴(NCDWQ, 2017), ⁵(UWWRI, 2006), ⁶(UDFCD, 2015a), ⁷(CVC, 2010), ⁸(CIRIA, 2015), ⁹(PUB, 2011). *En cas d'un objectif supplémentaire de rétention, °Ratio de la surface de l'ouvrage à la surface imperméable du bassin versant, *Ex. signifie que la valeur est un exemple donnée et non une valeur recommandée.

Dimensionnement empirique

Le guide néo-zélandais présente une méthode de conception complètement empirique : la surface de l'ouvrage est fixée à un pourcentage (5 ou 8 %, selon la présence ou non d'un dispositif de traitement en aval) de la surface imperméable du bassin versant, avec une hauteur de stockage à la surface de 20 à 30 cm. Ces dimensions visent à traiter le premier flot, défini comme un tiers de l'événement biennuel de durée 24h, de lame d'eau égale à 26,6 mm (NSC, 2008).

Dimensionnement par volume de stockage

La méthode de dimensionnement la plus fréquente se base sur le volume d'eau pouvant être stocké par l'ouvrage (*Figure 4*). Selon cette méthode, le concepteur doit calculer le volume à traiter, puis dimensionner l'ouvrage de telle façon que ce volume puisse être stocké dans l'ouvrage. Les compartiments de l'ouvrage considérés comme contribuant au stockage diffèrent entre les guides : deux guides ne comptabilisent que le volume de stockage disponible à la surface (CIRIA, 2015; NCDWQ, 2017), un guide propose le stockage de 75 % du volume calculé à la surface de l'ouvrage y compris dans les ouvrages de prétraitement (PGCDER, 2007), un guide compte le stockage à la surface et une partie de la porosité du filtre (UDFCD, 2015a), alors qu'un dernier ne prend en compte que le volume de stockage disponible dans la porosité du filtre (CVC, 2010). Le concepteur doit choisir h_{eau} et/ou P_{filtre} , généralement dans une gamme préconisée, afin de pouvoir calculer la surface de l'ouvrage nécessaire. Selon cette approche, le concepteur peut limiter la surface de l'ouvrage nécessaire en sélectionnant la h_{eau} et/ou la P_{filtre} maximale acceptable.

Le volume à traiter est associé à une hauteur de précipitation définie selon le cas comme un petit événement pluvial fréquent (FAWB, 2009), le premier flot (NCDWQ, 2017), le *water quality volume* ou *WQV* (CVC, 2010; PGCDER, 2007; UDFCD, 2015a) ou l'événement pluvial annuel de durée critique (CIRIA, 2015). La définition exacte du *petit événement fréquent* varie selon le territoire mais un exemple donné est l'événement de période de retour de trois mois (FAWB, 2009). Le premier flot est défini par NCDWQ (2017) comme le volume généré par les premiers 25 mm de pluie sans définition probabiliste. Le *WQV* correspond au 80^{ème} percentile des événements pluvieux produisant du ruissellement (UDFCD, 2015b). Les hauteurs d'eau correspondant à ces critères sont parfois citées dans les guides (Tableau 18) ; d'autres fois, seule la méthode de calcul de la hauteur d'eau est précisée (CIRIA, 2015; CVC, 2010). Parfois, d'autres critères hydrologiques, auxquels on associe des volumes plus contraignants, sont également présentés, tels que l'écrêtement du débit de pointe (CIRIA, 2015; UDFCD, 2015a), la rétention d'un volume d'eau (par exemple, la pluie annuelle de 24h) pendant plusieurs jours pour la protection des berges (NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007), le maintien des volumes ou débits de ruissellement sortant d'un bassin versant au niveau pré-développement jusqu'à un événement pluvial précisé (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; PGCDER, 2007) ou l'infiltration d'un volume d'eau afin de favoriser la recharge de la nappe phréatique (calculé par une équation empirique en fonction du type de sol, PGCDER, 2007).

Deux guides couplent le dimensionnement par volume de stockage avec une contrainte associée au temps de traitement (cf. lignes pointillées en *Figure 12*). Ces guides recommandent de vérifier que le temps de vidange nécessaire est inférieur à une valeur recommandée. Puisque, selon les recommandations de drainage de ces guides, le débit est limité par la conductivité hydraulique de la couche la moins perméable du sol (cf. § 2.3.2.4.2). Dans ces

guides, le temps de vidange est calculé par la loi de Darcy en considérant l'ouvrage rempli au niveau h_{eau} (Eq. 5 en Figure 12). Si le temps de vidange calculé est trop long, il sera nécessaire d'augmenter K_s ou bien de diminuer h_{eau} en augmentant A par conséquent (CIRIA, 2015; PGCDER, 2007). Bien que les autres guides n'introduisent pas ce critère explicitement, le temps de vidange est implicitement limité par les contraintes de K_s et de h_{eau} imposés ; de plus, une gamme de temps de vidange est souvent recommandée (Tableau 18).

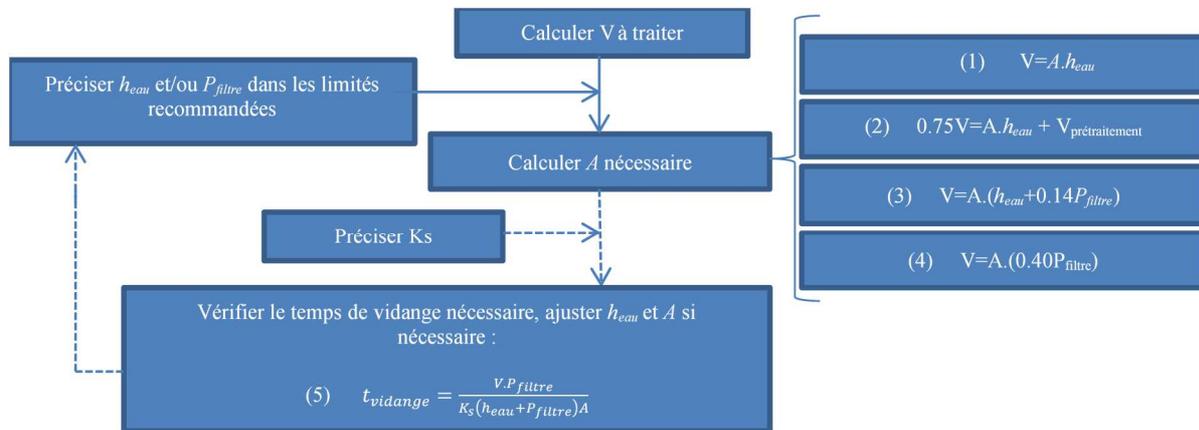


Figure 12: Schéma de la procédure de dimensionnement par volume de stockage avec les équations employés par guide : ¹(CIRIA, 2015; NCDWQ, 2017), ²(PGCDER, 2007), ³(UDFCD, 2015a), ⁴(CVC, 2010), ⁵(CIRIA, 2015; PGCDER, 2007).

Ces approches, basées sur des calculs simples, ont l'avantage d'être relativement faciles à appliquer et d'avoir une justification physique. Cependant, la variabilité des approches montre qu'il n'existe pas de consensus sur les objectifs d'interception volumique, ni sur la méthode de déclinaison de ces objectifs en hauteur d'eau à traiter, ni sur les compartiments de l'ouvrage à prendre en compte dans le calcul du volume de stockage. Ce choix se base donc sur le jugement de l'auteur du guide. De plus, cette approche repose sur la notion d'un événement pluvial isolé où l'ouvrage est vide au début et doit se vider à la fin. Elle ne prend pas en compte la dynamique de remplissage et de vidange de l'ouvrage qui dépend de l'enchaînement des pluies et donc du climat. La prise en compte du temps de vidange vise à assurer la vidange du système entre deux événements pluvieux, mais la valeur de ce paramètre n'est pas corrélée avec les caractéristiques hydroclimatiques des pays, ce qui indique qu'elle reflète plus le jugement des auteurs du guide qu'une réalité physique.

Méthodes basées sur un objectif de performance

Une troisième approche de dimensionnement se base sur l'estimation de la performance épuratoire ou hydraulique de l'ouvrage pour une configuration spécifiée. Ce type d'approche, qu'on retrouve en Australie, à Singapour et au Wisconsin, s'appuie sur des abaques, outil simple mais rigide, ou sur un outil de modélisation, plus flexible mais plus compliqué à utiliser. A Singapour, le critère de dimensionnement est toujours une réduction du flux polluant. Dans le guide australien, comme dans le guide du Wisconsin, plusieurs critères possibles sont proposés et font l'objet d'un choix de l'utilisateur en fonction du règlement local ou des objectifs du projet (FAWB, 2009; UWWRI, 2006).

En Australie et à Singapour, il existe des abaques pour les climats locaux reliant la performance attendue en termes de rétention du flux polluant à la valeur de b pour un ouvrage ayant une conductivité hydraulique et une h_{eau} fixées. Ces courbes, qui prennent en compte les matières

en suspension, l'azote total et le phosphore, sont elles-mêmes issues de simulations de longue durée avec le modèle MUSIC qui couple un modèle hydrologique avec un modèle simple de qualité prenant en compte la réduction des concentrations de ces polluants. La procédure de dimensionnement utilisant ces abaques est illustrée en Figure 13; on note que les critères de performance ainsi que les configurations de l'ouvrage considérés sont limités à ceux pris en compte par cet outil. Pour un ouvrage de configuration moins courante ou pour d'autres objectifs (par exemple, la limitation du ruissellement au niveau antérieur l'urbanisation), le concepteur peut effectuer lui-même une simulation de longue durée avec l'outil MUSIC (FAWB, 2009; PUB, 2011). Dans ce cas, l'utilisateur doit évaluer, de façon itérative, les paramètres de l'ouvrage afin d'atteindre une configuration avec le niveau de performance souhaitée (Figure 14).

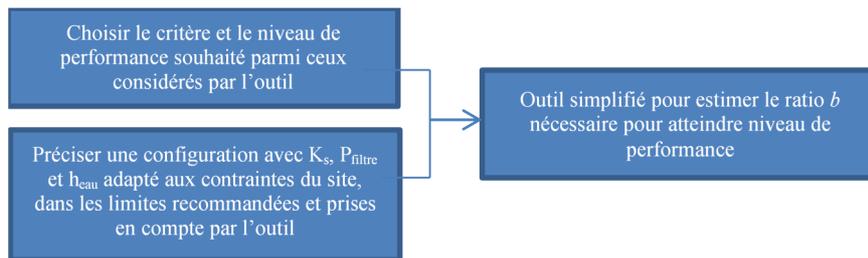


Figure 13 : Schéma de la procédure de dimensionnement par un outil simplifié pour estimer le ratio b nécessaire pour atteindre une performance souhaitée (FAWB, 2009; PUB, 2011; UWWRI, 2006)

Au Wisconsin, le dimensionnement se base uniquement sur un modèle hydrologique, appelé RECARGA. Ce modèle peut calculer le ratio b nécessaire pour atteindre un objectif de rétention d'une proportion du volume de ruissellement pour une configuration fixée. La procédure de dimensionnement par cet outil est également représentée par la Figure 13. On note que cet outil permet plus de flexibilité en termes de configurations de l'ouvrage que les abaques, mais qu'il reste rigide en termes d'objectif à atteindre. Si le concepteur souhaite considérer d'autres critères de dimensionnement (tel qu'un objectif de recharge de la nappe ou d'écrêtement de débit) ou comparer la performance de différentes configurations possibles, le modèle est aussi capable de calculer un bilan hydrique pour une chronique de pluie et ruissellement et une configuration d'ouvrage spécifié. Ce bilan prend en compte les volumes générés par le bassin versant, la surverse de l'ouvrage, la recharge de la nappe phréatique, l'évaporation, l'écoulement dans le drain, ainsi que la teneur en eau du substrat. Un utilisateur pourra ainsi dimensionner un ouvrage, en se servant de ce bilan pour évaluer différents critères de performance, et en faisant des itérations afin de trouver une configuration optimale, comme avec MUSIC (Figure 14). (UWWRI, 2006).

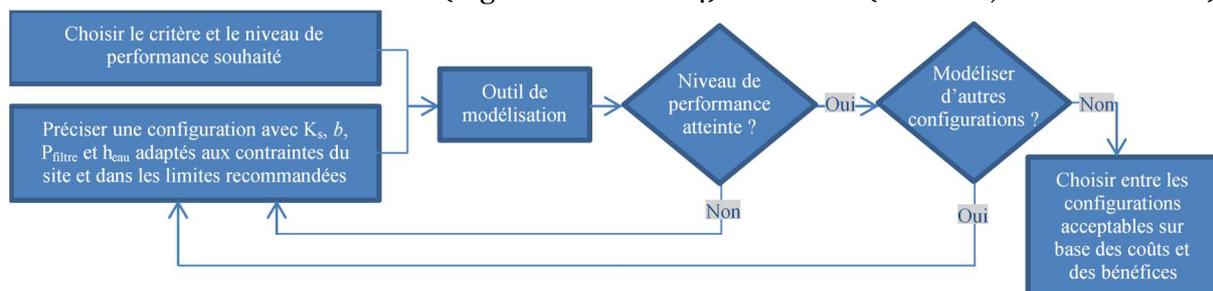


Figure 14: Schéma de la procédure de dimensionnement par modélisation de performance libre (FAWB, 2009; PUB, 2011; UWWRI, 2006)

Dans le cas du dimensionnement par une modélisation de performance libre (MUSIC ou la deuxième utilisation de RECARGA, Figure 14), on peut généralement trouver plusieurs configurations permettant d'atteindre la performance souhaitée. Il peut donc être intéressant que le concepteur étudie plusieurs configurations pour le site étudié afin de choisir la plus avantageuse et/ou la moins onéreuse. La liberté laissée au concepteur pour adapter l'ouvrage aux contraintes particulières du site est un avantage de cette méthode mais correspond à l'aboutissement d'une procédure de conception relativement complexe. On souligne aussi que ces modèles peuvent impliquer des incertitudes importantes, associées à l'estimation des paramètres ou à la description simplifiée des processus, dont l'appréciation peut être délicate.

2.3.2.4.6. Critères de choix des végétaux

Les végétaux constituent un composant essentiel d'un système de biorétention, le distinguant d'un système de filtration simple. Le rôle des végétaux est discuté dans la majorité des guides étudiés. On peut ainsi distinguer les rôles physiques, hydrologiques et épuratoires. Deux rôles principaux des plantes pour le bon fonctionnement de ces systèmes sont ceux associés à l'interaction physique des racines avec le substrat: la limitation du colmatage du substrat en renouvelant sa porosité (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; PUB, 2011; UWWRI, 2006) et la stabilisation du substrat, ce qui permet de minimiser l'érosion (CIRIA, 2015; PUB, 2011). Hydrologiquement, les végétaux contribuent à la réduction des volumes ruisselés par évapotranspiration (PGCDER, 2007). Enfin, on attend que les plantes, surtout la partie racinaire, contribuent à abattre la pollution véhiculée par les eaux de ruissellement (NCDWQ, 2017; UWWRI, 2006). Plus spécifiquement, elles supportent une communauté microbienne capable de dégrader certains polluants (PUB, 2011), elles apportent de l'oxygène au milieu (PUB, 2011), et peuvent exporter certains polluants du système (CIRIA, 2015; NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007), notamment les nutriments (FAWB, 2009; PGCDER, 2007).

Chaque guide propose des conseils de choix des espèces végétales à planter dans les ouvrages de biorétention. Etant donné les conditions difficiles au sein d'un système de biorétention, il est souvent préconisé de semer une grande variété d'espèces afin de permettre une autosélection des espèces les plus adaptées (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; PUB, 2011; UWWRI, 2006) et les critères de choix les plus souvent cités sont ceux liés à la survie des plantes, notamment la tolérance à la pollution apportée par le ruissellement (CVC, 2010; PGCDER, 2007; PUB, 2011), aux caractéristiques du substrat filtrant (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; PGCDER, 2007; PUB, 2011; UDFCD, 2015a; UWWRI, 2006) et aux conditions hydrologiques variables (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011; UDFCD, 2015a; UWWRI, 2006). En effet, la conception hydrologique des ouvrages de biorétention implique que le substrat filtrant est parfois inondé et parfois très sec, ce qui doit impérativement être pris en compte dans le choix des espèces. Plusieurs guides reconnaissent également que les conditions hydrologiques peuvent varier au sein de l'ouvrage et recommandent l'utilisation d'espèces différentes, plus ou moins adaptées à des conditions humides, en fonction de la situation au sein de l'ouvrage (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007; PUB, 2011).

Certains guides proposent que les ouvrages de biorétention contribuent à la biodiversité en milieu urbain (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; PUB, 2011) et le guide du Royaume-Uni considère même la biodiversité comme un des objectifs principaux des techniques alternatives pour la

gestion des eaux pluviales (CIRIA, 2015). L'utilisation d'espèces autochtones est aussi recommandée (CIRIA, 2015; CVC, 2010; NSC, 2008; PGCDER, 2007).

Il est également couramment suggéré de choisir des végétaux ayant un système racinaire extensif afin de favoriser les processus de phytoremédiation (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011). Deux guides présentent une liste d'espèces particulièrement efficaces pour la rétention de nutriments, établie sur la base de tests en colonne (FAWB, 2009; PUB, 2011). Cependant, un critère qui brille par son absence dans les guides est la capacité des plantes à accumuler les polluants. En effet, la phytoextraction est un processus d'importance mineure pour le devenir des polluants dans ces types d'ouvrages (Leroy, 2015) et d'autres paramètres s'avèrent plus efficaces pour optimiser la dépollution.

Certains guides proposent des critères de choix des plantes visant à contrôler les risques pouvant être posés par les ouvrages de biorétention. Par exemple, il est conseillé d'éviter les plantes avec racines pivotantes qui peuvent endommager les systèmes de drainage et d'étanchéification (UDFCD, 2015a) ou créer des écoulements préférentiels dans le sol (PUB, 2011). Par ailleurs, il est recommandé à veiller à ce que les végétaux n'engendrent pas de risque vis-à-vis des infrastructures à proximité de l'ouvrage et que la visibilité de sécurité soit maintenue en cas d'installation à proximité d'une route (NCDWQ, 2017; NSC, 2008).

Comme ce type d'ouvrage doit s'intégrer dans le paysage urbain, plusieurs guides préconisent la prise en compte de l'esthétique, et l'intégration dans le paysage, dans le choix des plantes (CIRIA, 2015; NCDWQ, 2017; UDFCD, 2015a; UWWRI, 2006). Le guide du Royaume-Uni affirme que le choix des végétaux dépend fortement du site et nécessite l'avis d'un paysagiste professionnel (CIRIA, 2015).

Il est généralement considéré souhaitable de planter les végétaux avec une densité importante afin d'augmenter la densité racinaire, maintenir la porosité du sol à la surface, promouvoir une distribution homogène de l'écoulement, augmenter l'évapotranspiration et réduire la présence de mauvaises herbes (FAWB, 2009). Les densités recommandées varient en fonction des types de plantes et se trouvent dans la gamme de 1 à 10 plantes/m² (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; NSC, 2008; PUB, 2011).



Figure 15: Exemple d'un ouvrage typique (a) de biorétention aux Etats-Unis (NCDWQ, avec permission) et (b) de biofiltration en Australie (Emily Payne, Monash University, avec permission)

La majorité des guides comprend une liste d'espèces recommandées qui peuvent aller de plantes couvre-sol ou herbacées à des espèces ornementales vivaces jusqu'aux arbustes ou arbres (CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011; UDFCD, 2015a). On ne discutera pas en détail les espèces particulières qui varient en fonction

de la région géographique concernée comme on le voit dans les Figure 15 (a) et (b) qui montrent, respectivement, des ouvrages de biorétention avec une végétation typique en Amérique du Nord, en Caroline du Nord et en Australie-Occidentale.

2.3.2.4.7. Entretien et maintenance

L'entretien des ouvrages de biorétention est essentiel pour leur pérennité. Une majorité des guides étudiés souligne l'importance d'établir un plan d'entretien régulier dès la mise en place du système (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NSC, 2008; PGCDER, 2007). Deux guides n'évoquent pas du tout l'entretien (UDFCD, 2015a; UWWRI, 2006) alors que deux autres apportent des préconisations d'entretien sans parler de la nécessité de mettre en place un plan d'entretien régulier (NCDWQ, 2017; PUB, 2011). On peut distinguer les opérations d'entretien courant et la maintenance plus lourde à effectuer à une fréquence plus faible.

L'entretien régulier inclut, d'abord, des opérations d'entretien spécifiques aux espaces verts en milieu urbain : l'enlèvement des adventices (CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011), l'enlèvement et le remplacement des plantes mortes (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011), la taille des plantes (CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007) et l'ajout de paillage (CVC, 2010; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007). Contrairement aux espaces verts, l'irrigation et l'apport d'engrais n'ont pas lieu d'être, l'alimentation de l'ouvrage s'en chargeant, surtout si l'ouvrage de biorétention possède une zone de stockage au fond (FAWB, 2009; PUB, 2011). Cependant, deux guides mentionnent que l'irrigation peut être nécessaire pendant les périodes sèches (NSC, 2008; UDFCD, 2015a). Le guide du Colorado, la plus aride des régions étudiées, préconise en particulier de choisir des plantes adaptées à la sécheresse et nécessitant peu d'eau (UDFCD, 2015a). D'autres guides affichent un besoin d'irrigation mais uniquement lors de la phase d'installation des plantes (FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007). Seul le guide de Singapour précise que la fertilisation peut être nécessaire si l'état des plantes le justifie (PUB, 2011).

D'autres opérations recommandées selon une fréquence importante (tous les 1 à 12 mois) sont l'enlèvement de déchets (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NSC, 2008; PGCDER, 2007; PUB, 2011), l'inspection visuelle des dispositifs d'arrivée et de prétraitement (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NSC, 2008; PUB, 2011), de surverse (CIRIA, 2015; FAWB, 2009; NSC, 2008) et du substrat filtrant (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PGCDER, 2007). Les résultats de ces inspections, peuvent entraîner d'autres interventions, telles que l'enlèvement des sédiments (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008; PUB, 2011) ou la réparation des zones de substrat érodé (CIRIA, 2015; CVC, 2010; FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007). L'inspection du système de drainage est fréquemment recommandée et peut se faire en même temps (CIRIA, 2015; CVC, 2010) ou à un pas moins régulier (FAWB, 2009; NCDWQ, 2017; NSC, 2008).

Afin de lutter contre le colmatage, parmi les guides recommandant le paillage, trois proposent l'enlèvement du paillage et des sédiments à sa surface selon une fréquence annuelle à trisannuelle (CIRIA, 2015; NCDWQ, 2017; PGCDER, 2007). Lorsque la vidange de l'ouvrage ralentit excessivement, des interventions de maintenance plus lourdes peuvent être déclenchées telles que le remplacement de la première couche de substrat filtrant (CIRIA, 2015; NSC, 2008) ou de la couche de transition (NSC, 2008). Différents guides estiment la

durée de vie totale de l'ouvrage avant que toute l'épaisseur de la couche de substrat filtrant ne soit remplacée. Ces estimations varient de 10-15 ans (FAWB, 2009) à 20 ans (NCDWQ, 2017) ou plus (UWWRI, 2006).

On souligne que l'existence de recommandations de maintenance ne suffit pas pour garantir leur bonne application. En effet, des études menées aux Etats-Unis, en Ecosse et en Australie montrent que l'entretien des techniques est généralement insuffisant, malgré l'existence de recommandations dans les guides, ce qui nuit au bon fonctionnement à long terme des ouvrages (Flynn et al., 2012; Schlüter and Jefferies, 2005; Thomas et al., 2016).

2.3.2.4.8. Conclusions

Dans cet article, nous avons exploré les recommandations issues de guides publiés à l'international pour la conception et la maintenance des systèmes décentralisés de stockage et filtration naturelle des eaux de ruissellement, dits ouvrages de *biorétention* ou *biofiltration*. Ces guides constituent une source riche d'informations issues des retours d'expériences dans les pays anglophones où ces techniques sont pratiquées depuis plusieurs années, suivant un mouvement initié au Maryland aux Etats-Unis en 1993.

A l'heure actuelle, en France, la conception des ouvrages végétalisés de stockage et dépollution à la source des eaux de ruissellement urbaines n'est pas encadrée par un guide opérationnel avec un niveau de détail comparable à ceux étudiés et est, de ce fait, réalisée selon les méthodes, généralement empiriques, propres à chaque aménageur ou bureau d'études. L'édition d'un tel guide de conception en France permettrait de proposer un vocabulaire commun entre acteurs opérationnels, de mieux cadrer les objectifs attendus et d'améliorer le partage des connaissances. Les guides anglophones peuvent servir d'exemple, mais il est nécessaire de considérer la pertinence de leur structure et leur contenu par rapport au contexte français.

Les guides étudiés cadrent fortement de nombreux éléments de conception de ces systèmes (dispositifs de drainage et de surverse, composition et épaisseur du substrat, types de plantes...), ce qui a tendance à limiter la variabilité des pratiques opérationnelles. Un avantage de cette standardisation est la possibilité de mieux prévoir, voire de garantir, la performance des ouvrages à partir des études et retours d'expériences sur des dispositifs similaires. Cependant, elle n'est pas sans coût (par exemple, les coûts financiers et environnementaux des travaux pour remplacer le sol naturel par un substrat filtrant spécifique). De plus, on peut s'interroger sur l'utilité d'assurer un même niveau de performance sur tous les ouvrages sachant que l'enjeu associé à la gestion de l'eau et/ou du flux polluant associé est variable selon les sites. Par exemple, on pourrait imaginer qu'une solution plus rustique puisse être appliquée dans une zone résidentielle où l'eau de ruissellement est peu polluée. Une trop grande standardisation dans la conception des ouvrages risque par ailleurs de limiter la créativité des aménageurs et de restreindre les possibilités d'intégration de l'eau dans l'urbanisme et la plurifonctionnalité des usages.

Ces recommandations ont également pour objectif de diffuser les connaissances disponibles en vue d'un fonctionnement optimal des systèmes de biorétention. Toutefois, la capacité d'un guide à assurer une conception optimale est limitée par l'état des connaissances actuelles sur l'effet de différents paramètres de conception sur la rétention d'eau et des polluants dans ces systèmes complexes. Un guide idéal se baserait sur le plus d'informations fiables disponibles,

mais devrait également s'accompagner d'un modèle numérique d'aide à la conception permettant de diversifier les configurations.

Les retours d'expérience à l'international, à travers les guides, constituent une source d'information importante, mais non entièrement transposable au contexte français, du fait de différences de contextes hydroclimatiques, environnementaux, urbains et politiques. De fait, certains objectifs cités dans les guides, tels que la réutilisation des eaux ou le traitement des nutriments, diffèrent des préoccupations françaises. De plus, les problèmes et les contraintes rencontrés (par exemple, différences saisonnières de fonctionnement) dépendent non seulement de la composition et du dimensionnement de l'ouvrage mais du contexte dans lequel il s'inscrit. Ainsi, un guide français couplerait idéalement le retour d'expérience international avec un retour d'expérience local. Ce retour d'expérience devrait inclure des expérimentations *in situ*, permettant d'évaluer l'efficacité des systèmes à atteindre les objectifs propres au contexte français (tel que la rétention de micropolluants) et pourrait également inclure des expériences en conditions contrôlées permettant d'identifier l'effet de différents paramètres sur la performance.

Fin de l'article

2.4. Efficacité épuratoire des ouvrages

Dans la littérature scientifique, il existe un certain nombre d'études sur l'efficacité épuratoire *in situ* des ouvrages de biofiltration traitant les eaux de ruissellement urbaines. L'objectif de la présente section est de synthétiser les résultats de ces études. En partant de la typologie définie ci-avant (Figure 1), nous regrouperons d'une part les études sur les noues et les bandes enherbées, ouvrages conçus pour une filtration à la surface lors d'un écoulement en lame mince, et d'autre part les études sur les ouvrages de biorétention, conçus pour épurer l'eau quand elle s'écoule en milieu poreux à travers un substrat filtrant.

Ces dispositifs correspondant à des pratiques de traitement récentes, le moyen d'évaluer leur efficacité épuratoire n'est pas encore cadré. L'efficacité est souvent exprimée en pourcentage de réduction de la concentration d'un polluant entre l'entrée et la sortie de l'ouvrage. Cependant, étant donné la variabilité des volumes d'eau et des concentrations en polluants des eaux de ruissellement, cette méthode peut être difficilement exploitable. Si la concentration dans l'eau d'alimentation est faible, le pourcentage de réduction sera faible, alors que l'effluent sera de bonne qualité. Cela risque d'être interprété de manière erronée comme une mauvaise performance du système (Davis et al., 2009).

Il est ainsi recommandé d'évaluer le pourcentage de réduction du flux de polluant 'exprimé par une masse) lors d'un événement, ce qui prend en compte la concentration ainsi que le volume d'eau (Roy-Poirier et al., 2010).

Dans cette partie les réductions de concentration seront également afin d'évaluer l'importance relative de la dépollution par rapport à la réduction des volumes d'eau dans la réduction des flux de polluants.

Enfin, les concentrations de polluants dans les eaux en sortie d'ouvrage seront présentées. Cette information permet d'évaluer si la qualité de l'eau en sortie est acceptable ou non et de comparer ces informations aux réductions de flux et de concentrations observées.

2.4.1. Systèmes enherbés avec filtration en surface

2.4.1.1. Présentation des études sur l'efficacité épuratoire in situ des ouvrages avec filtration en surface

Six études sur l'efficacité épuratoire *in situ* d'ouvrages enherbés avec filtration à la surface au cours d'événements pluvieux naturels ont été recensées (Bäckström, 2003; Barrett et al., 1998; Barrett, 2004a; Li et al., 2008; Stagge et al., 2012; Winston et al., 2012; Xiao and McPherson, 2011).

Le Tableau 19 et le Tableau 20 récapitulent, respectivement, les caractéristiques des ouvrages étudiés : noues et bandes enherbées. Ces ouvrages étudiés sont présentés de manière détaillée en Annexe 2. Les bassins versants d'apport des noues sont généralement plus grands que ceux des bandes enherbées. On peut également noter que les pentes des bandes enherbées étudiées (5 à 52 %) sont nettement supérieures aux valeurs recommandées dans les guides (1 à 5%).

Paramètre	Médiane [min;max]
Nombre de sites étudiés	13
Nombre d'événements étudiés par site	20 [4; 34]
Surface du bassin versant d'apport (m ²)	2250 [181;104 600]
Largeur du bassin versant d'apport (m)	11 [6;17]
Type d'arrivée d'eau	Tous par ruissellement direct
Pente du talus (%)	16.5 [9.4; 29]
Pente longitudinale (%)	1 [0.28; 1.7]
Largeur du talus (m)	8.15 [1.35; 15.2]
Longueur longitudinale (m)	183 [10.4; 1055]

Tableau 19 : Caractéristiques des études sur les noues, Médiane [min;max]

Paramètre	Médiane [min;max]
Nombre de sites étudiés	43
Nombre d'événements étudiés par site	10 [9;23]
Surface du bassin versant d'apport (m ²)	376 [78;1840]
Largeur du bassin versant d'apport (m)	12 [7;48]
Type d'arrivée d'eau	Tous par ruissellement direct
Pente (%)	14 [5;52]
Largeur de la bande enherbée (m)	4.9 [1.1;13]

Tableau 20 : Caractéristiques des études sur les bandes enherbées, Médiane [min;max]

Le Tableau 21 et le Tableau 22 récapitulent, respectivement, les données produites par ces études en termes de concentrations en sortie de l'ouvrage, de réduction de concentration et de réduction de flux pour les noues et les bandes enherbées. Chaque étude présentée dans ces

tableaux est détaillée en Annexe 3-Annexe 5. Les résultats pour chaque type de polluant sont discutés dans les sections ci-après.

2.4.1.2. Matières en suspension

Le mécanisme de rétention le plus discuté pour les systèmes enherbés avec filtration en surface est la filtration et décantation des matières en suspension (MES). Plusieurs études ont démontré l'efficacité de ces ouvrages pour la réduction des flux et des concentrations en MES des eaux de ruissellement urbaines.

Paramètre	Concentration	Réduction de concentration (%)	Réduction de flux (%)
MES (mg/L)	19 [7;60] n=13	25 [-100;87] n=7	63 [17;89] n=10
P T (mg/L)	0.19 [0.08;0.4] n=12	36.5 [-56;56] n=6	46 [-49;79] n=9
NKT (mg-N/L)	1.31 [0.81;3.35] n=12	17 [-2;44] n=6	46 [-106;77] n=9
N T (mg-N/L)	1.88 [1.02;4.34] n=13	26 [-13;41] n=4	64 [-26;86] n=7
NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻ (mg-N/L)	0.17 [0.08;0.30] n=4	65 [23;79] n=4	52 [39;71] n=3
NO ₃ ⁻ (mg-N/L)	0.60 [0.25;1.93] n=8	37 [23;50] n=2	48 [-25;89] n=6
NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	0.03 [0.02;0.04] n=4	n=0	65 [50;72] n=4
Zn D (µg/L)	24 [24;24] n=1	20 [20;20] n=1	66 [66;66] n=1
Zn T (µg/L)	54 [32;82] n=7	75 [18;91] n=3	79 [18;93] n=7
Cu D (µg/L)	18 [18;18] n=1	-211 [-211;-211] n=1	-27 [-27;-27] n=1
Cu T (µg/L)	19 [7.1;40] n=5	-57 [-57;-57] n=1	46 [34;81] n=5
Pb D (µg/L)	0.24 [0.24;0.24] n=1	-8 [-8;-8] n=1	n=0
Pb T (µg/L)	13 [4.4;82] n=7	17 [-13;41] n=3	45 [27;62] n=6
Cl ⁻ (mg/L)	173 [68;327] n=4	n=0	-922 [-4410;-78] n=4
DCO (mg/L)	27 [14.5;41] n=4	62 [61;63] n=2	68.5 [68;69] n=2
COT (mg/L)	20 [16.7;22] n=4	52 [51;53] n=2	60.5 [60;61] n=2

Tableau 21: Synthèse des résultats des études sur les noues. Pour chaque type de résultat, sont présentées les valeurs médianes, minimales et maximales des moyennes pour chaque site d'étude ainsi que le nombre de sites présentant ce type de résultats pour le paramètre.

La variabilité des concentrations de MES en entrée du système, entre les sites et au niveau d'un

site, constitue une difficulté en termes d'estimation de l'efficacité dépolluante de l'ouvrage Les concentrations en MES mesurées en entrée d'ouvrage variaient de 15 mg/L à 166 mg/L entre événements sur un site étudié (Bäckström, 2003; Bäckström et al., 2006) et entre 8 mg/L et 582 mg/L dans une autre étude (Stagge et al., 2012). Dans ces études, les concentrations en sortie sont moins variables : entre 19 mg/L et 88 mg/L (Bäckström, 2003; Bäckström et al., 2006) et entre 0 mg/L et 282 mg/L (Stagge et al., 2012).

Paramètre	Concentration	Efficacité en termes de concentration (%)	Efficacité en termes de flux (%)
MES (mg/L)	62 [5;626] n=40	41 [-180;84] n=20	94 [-450;97] n=9
P T (mg/L)	0.44 [0.09;1.29] n=40	-139 [-359;-45] n=20	-348 [-369;-327] n=2
NKT (mg-N/L)	2.08 [0.84;4.8] n=40	-37.5 [-112;-0.3] n=20	-71 [-103;-38] n=2
N T (mg-N/L)	n=0	4 [-12;20] n=2	-14 [-16;-11] n=2
NO ₂ + NO ₃ ⁻ (mg-N/L)	0.35 [0.18;1.18] n=18	7 [-173;68] n=20	49 [37;60] n=2
NO ₃ ⁻ (mg-N/L)	0.63 [0.2;1.8] n=22	n=0	n=0
NO ₂ (mg-N/L)	n=0	n=0	n=0
Zn D (µg/L)	54 [7.9;398] n=40	n=0	n=0
Zn T (µg/L)	171 [10;488] n=40	n=0	97 [68;99] n=7
Cu D (µg/L)	5.3 [1.8;24] n=40	17 [-42;64] n=18	n=0
Cu T (µg/L)	9.5 [2.4;44] n=X	56 [17;86] n=18	95 [46;98] n=7
Pb D (µg/L)	21 [1;14] n=22	n=0	n=0
Pb T (µg/L)	5.36 [1.17;41] n=40	43 [-38;91] n=18	95 [-63;98] n=7
Cl ⁻ (mg/L)	n=0	n=0	n=0
DCO (mg/L)	72 [40;91] n=18	8 [-21;54] n=18	n=0
COT (mg/L)	21 [11;33] n=22	n=0	n=0

Tableau 22 : Synthèse des résultats des études sur les bandes enherbées. Pour chaque type de résultat, sont présentées les valeurs médianes, minimales et maximales des moyennes pour chaque site d'étude ainsi que le nombre de sites présentant ce type de résultats pour le paramètre.

Armeni (2010) a étudié l'efficacité de réduction de MES sur une bande enherbée pilote sous conditions contrôlées. Elle a répliqué l'expérience à faible (9 mg/L) et à forte (737 mg/L) concentrations en MES. Le pourcentage de réduction de concentration observé est plus important pour les fortes concentrations.

Plusieurs études mentionnent une remise en suspension de MES pendant certains événements pluvieux (Bäckström, 2003; Bäckström et al., 2006; Barrett et al., 2004; Li et al., 2008; Winston et al., 2012). Bäckström observe ce phénomène uniquement quand la concentration

de l'eau entrante est faible et conclut que les polluants retenus par l'ouvrage ne sont pas durablement liés au sol ou aux plantes. Li et al. (2008) attribuent ce phénomène, observé sur certains biefs pour plusieurs événements, à l'activité de fourmis rendant le sol de la bande enherbée meuble et propice à l'érosion lors des événements pluvieux. Winston et al. (2012) associent cette remobilisation des MES à une couverture végétale insuffisante et une pente trop importante.

Caractérisation des matières en suspension :

Plusieurs études se sont attachées à caractériser la distribution granulométrique des MES et à discuter son importance sur l'efficacité de rétention des MES.

Winston et Hunt (2014) ont analysé les matières en suspension des eaux de voirie sur plusieurs sites avec différents niveaux de circulation. La distribution médiane des classes granulométriques pour 43 événements caractérisés était 49.8% de sables (50 μm – 2mm), 47.8% de limons (2-50 μm) et 2.5% d'argiles (<2 μm). La taille médiane variait largement entre les sites (31-144 μm).

Zanders (2005) a conduit une expérimentation similaire sur un seul site, en caractérisant aussi la répartition des métaux entre les différentes classes granulométriques et la densité des particules. Il a montré que 52% des particules avaient des diamètres inférieurs à 250 μm , 36% inférieurs à 125 μm et 6% inférieurs à 32 μm . Il a observé qu'une proportion importante des métaux est associée aux matières en suspension de taille inférieure à 125 μm (64% pour Zn, 57% pour Cu et 46% pour Pb). Ces particules étaient aussi généralement de densité plus faible (<2200 kg/m^3) que ce qui est normalement supposé pour les MES pour des approches de modélisation (>2600 kg/m^3). Il affirme que la performance épuratoire des filtres enherbés pour les particules de taille <125 μm est généralement mauvaise, ce qui peut être accentué par la faible densité de ces particules. La performance de rétention de métaux associés à ces particules est par conséquent limitée.

Selon Li et al. (2008), les particules de taille importante sont rapidement décantées ou filtrées dans les filtres enherbés, tandis que les plus petites particules nécessitent un temps de séjour dans l'ouvrage plus important pour être retenues. Les particules de dimension supérieure à 40 μm sont ainsi retenues dans les premiers mètres d'un filtre alors que les plus petites ont tendance à rester en suspension et ne sont éliminées que si l'eau s'infiltré.

Selon Bäckström (2003), les MES de diamètre supérieur à 25 μm sont bien retenues dans les noues enherbées. Les particules de taille comprise entre 9 et 25 μm sont les plus facilement transportées hors de la noue, alors que les plus petites particules de diamètre compris entre 4 et 9 μm sont d'avantage retenues. L'explication avancée est que les petites particules seraient mieux représentées dans le premier flot de ruissellement associé à un débit faible et à une vitesse d'infiltration élevée.

La littérature scientifique est concordante sur le fait que les particules grossières sont plus facilement retenues que les particules plus fines. Cependant, les diamètres cités dans les différentes études correspondant à une bonne ou une mauvaise performance de l'ouvrage sont très variables. Cela pourrait être lié à d'autres caractéristiques des particules pouvant être variables, telles que la densité, ou à la variabilité dans la conception des ouvrages étudiés.

2.4.1.3. *Nutriments*

Alors que les bandes et les noues enherbées montrent généralement une capacité à réduire les concentrations de MES dans les eaux de ruissellement, les résultats vis-à-vis des nutriments sont plus variables et montrent souvent une augmentation de concentration entre l'entrée et la sortie de l'ouvrage.

Une estimation de la rétention des nutriments est rendue difficile par la complexité du cycle élémentaire de l'azote et du phosphore. C'est tout particulièrement le cas de l'azote, qui peut exister sous les formes d'azote organique, d'ammonium, de nitrite, de nitrate et d'azote gazeux dans la nature. L'azote y est présent sous différentes valences et peut être transformé dans ces différentes formes par l'activité biologique ou chimique.

On observe souvent une augmentation de la concentration en nutriments en aval d'un filtre enherbé. Dans ce cas, le système est une source de nutriments. Li et al. (2008) ont observé ce phénomène de manière importante sur l'ensemble des sites pour le phosphore et l'azote. Ils attribuent cela aux déchets végétaux laissés sur place suite à la tonte de l'herbe sur la bande ; ces déchets deviennent une source de nutriments qui peuvent être emportés par l'eau lors des événements pluvieux suivants.

2.4.1.4. *Matière organique*

Barrett (1998) a mesuré la quantité de matière organique sous forme de carbone organique total (COT) et de demande chimique en oxygène (DCO) dans des eaux de ruissellement de voirie brutes et après passage par des ensembles de bandes et de noues enherbées. Il a observé une réduction de concentration de 61 à 63% de DCO et de 51 à 53% de COT. Du fait d'une petite réduction du volume de ruissellement dans les noues, il a observé des réductions du flux polluant légèrement plus élevées, de 68 à 69% pour le COD et de 60 à 61% pour le COT.

Li et al. (2008) ont observé des évolutions de concentration en DCO plus variables, allant d'une augmentation de 21% à une réduction de 51% pour des noues enherbées de 8m de large.

2.4.1.5. *Chlorure*

Une expérimentation a pris en compte la concentration de chlorure dans les eaux sortant de noues enherbées (Stagge et al., 2012). Cette étude a montré une nette exportation de chlorure par les noues pour la majorité des événements pris en compte. L'augmentation observée varie entre 36 et 203 mg/L. Elle est attribuée à l'accumulation de chlorure, lors de l'utilisation de NaCl pour le déverglaçage des routes en hiver, puis à son relargage au cours de l'année.

2.4.1.6. *Eléments traces métalliques*

Plusieurs études ont démontré la capacité des systèmes de filtration en surface à réduire systématiquement les concentrations et les flux en ETM, souvent suivant une hiérarchie de réduction : Zn>Cu>Pb (Armeni, 2010; Barrett et al., 2004, 1998; Barrett, 2004b; Li et al., 2008; Stagge et al., 2012; Yousef et al., 1987). Une étude a montré une performance plus variable, avec une augmentation systématique entre l'entrée et la sortie de l'ouvrage de la concentration en Cu d'une noue enherbée et des augmentations ponctuelles des concentrations en Pb et en Zn, notamment quand les concentrations à l'entrée étaient faibles. Dans cette étude, des réductions du flux polluant ont néanmoins été observées pour toutes les espèces à

l'exception du cuivre dissous, principalement en raison d'un abattement de 54% du volume d'eau (Bäckström, 2003; Bäckström et al., 2006).

Les réductions en termes de flux polluants sont généralement plus élevées que les réductions des concentrations du fait de l'infiltration d'une partie du volume d'eau. Barrett et al. (2004) ont montré que la rétention d'eau joue un rôle plus important dans la réduction du flux contaminant que l'abattement de la concentration. Stagge et al. (2012) ont démontré que la mise en place de redans dans une noue enherbée n'avait pas d'effet sur l'abattement de la concentration en polluants mais augmentait la réduction du flux du fait d'une proportion d'infiltration plus importante.

A travers des études sur une bande enherbée pilote, avec deux types d'eau de ruissellement synthétique, Armeni (2010) a démontré une efficacité de réduction de concentration plus élevée pour une eau fortement chargée (875 µg/L pour le cuivre, 5375 µg/L pour le plomb, 1700 µg/L pour le zinc et 737 mg/L pour les MES) que pour une eau moins polluée (35 µg/L pour le cuivre, 215 µg/L pour le plomb, 10 µg/L pour le zinc et 9 mg/L pour les MES). Cette étude a également montré qu'il n'existe pas de différences significatives en termes de performance épuratoire en fonction de la pente de l'ouvrage, (12.5%, de 25% et de 50%).

Dans une étude de l'efficacité épuratoire de 23 bandes enherbées, Barrett et al. (2004) ont mis en avant une performance dégradée, notamment un lessivage de plomb, pour un ouvrage dont la couverture végétale était faible, rendant le sol plus facilement érodable lors du ruissellement.

Li et al. (2008) ont trouvé que l'abattement de concentrations en ETM dépendait de la densité de végétation d'une bande enherbée, ainsi que de la longueur de la bande.

Deux études s'attachent à préciser l'efficacité de ces ouvrages vis à vis des concentrations en métaux totaux et de métaux dissous. Les mécanismes principaux de dépollution dans ces systèmes étant la filtration et la sédimentation, on s'attendrait à ce que l'efficacité de rétention de métaux totaux soit supérieure à celle des métaux dissous. Cela semble être le cas dans l'étude de Barrett (2004a), mais pas dans celles de Bäckström (2003; 2006).

Les métaux dissous peuvent être retenus par sorption sur les particules de sol et les racines des plantes. Ces études examinent uniquement les eaux de surface traversant l'ouvrage par ruissellement ou par écoulement canalisé. Les processus affectant les polluants ayant pénétré dans le sol ne sont pas considérés. Bien qu'une certaine quantité de cette eau s'infilte et interagisse avec le sol, cette fraction est prise en compte dans la perte de volume et n'est pas étudiée plus en détail par les études d'efficacité *in situ* des ouvrages de filtration à la surface.

2.4.1.7. Micropolluants organiques

La revue bibliographique n'a pas permis d'identifier d'étude explorant la capacité épuratoire de bandes ou noues enherbées vis-à-vis des micropolluants organiques des eaux de ruissellement urbaines de voirie.. Il existe cependant de nombreuses études montrant la capacité de ces ouvrages à retenir les pesticides dans le domaine agricole. L'efficacité est confirmée mais très variable entre différents sites (Reichenberger et al., 2007).

2.4.2. Systèmes de biorétention végétalisés avec filtration à travers un substrat filtrant

Cette section présente une synthèse de la littérature scientifique sur l'efficacité épuratoire des ouvrages de biorétention démontrée lors d'études menées sur des ouvrages à l'échelle réelle. En général, les études ont été menées *in situ*, dans des ouvrages traitent les eaux de ruissellement générées au cours d'événements pluvieux naturels. Certains auteurs ont toutefois utilisé du ruissellement synthétique (Yang et al., 2013; Zhang et al., 2014). Ces études sont néanmoins présentées car elles fournissent des résultats pour des micropolluants pour lesquels il n'existe pas d'étude pour des événements pluvieux réels. Il convient donc de retenir que les conditions dans lesquelles les dispositifs ont été testés peuvent être différentes des conditions réelles de fonctionnement *in situ*.

2.4.2.1. Présentation des études de l'efficacité épuratoire *in situ* des ouvrages de biorétention

Le Tableau 23 récapitule les caractéristiques des ouvrages de biorétention étudiés. Les descriptions détaillées des ouvrages étudiés sont présentés en Annexe 6.

La totalité des ouvrages présentés ci-dessus sont drainés. Les eaux considérées « en sortie de l'ouvrage » sont les eaux échantillonnées en sortie de drain. La plupart du temps un échantillon moyen par événement pluvial était analysé ; certaines études évaluaient des échantillons ponctuels (e.g. Brown and Hunt, 2011) et d'autres analysaient des échantillons cumulés sur une semaine (Dietz and Clausen, 2005).

Paramètre	Médiane [<i>min</i> ; <i>max</i>]
Nombre de sites	38
Nombre d'événements étudiés par site	12 [1;31]
Ratio <i>b</i> (surface ouvrage/surface bassin versant, %)	6 [1;50]
Profondeur de substrat (cm)	72.5 [30;120]
Hauteur d'eau à la surface (cm)	20 [10.2;48]
Type de bassin versant	66% Parking 26% Route 5% Toiture 3% Résidentiel
Conditions de drainage de l'ouvrage	100% drainés 39% avec un drain surélevé
Conditions d'étanchéité de l'ouvrage	55% étanches 45% infiltrants

Tableau 23 : Caractéristiques des études sur les ouvrages de biorétention, présentés en Médiane [*min*;*max*] des moyennes par site ou en pourcentages des ouvrages avec cette caractéristique

Un peu moins de la moitié des ouvrages étudiés permettent l'infiltration des eaux dans le sous-sol. Certaines des études menées sur ces ouvrages non-étanches rapportent une efficacité en termes du flux polluant ressortant de l'ouvrage mais sans considérer le flux s'infiltrant (Hunt et al., 2006; William F. Hunt et al., 2008). Les efficacités calculées considèrent donc le flux vers le sous-sol comme négligeable ; donc sans impact potentiel sur la nappe phréatique.

La présence d'un drain et d'une membrane étanche change le fonctionnement hydraulique de l'ouvrage par rapport à un ouvrage infiltrant, ce qui pourrait induire un effet sur l'efficacité épuratoire de l'ouvrage. Aucune des études recensées ne s'est attachée à évaluer cet effet.

Pour 39% des ouvrages le drain a un exutoire surélevé afin de créer une zone saturée, généralement dans l'objectif de créer une zone anoxique favorable à la dénitrification (Brown and Hunt, 2011; Davis, 2007; C. Hsieh and Davis, 2005; Hunt et al., 2006, 2008; Winston et al., 2011; Yang et al., 2013; Zhang et al., 2014). Le substrat dans la zone saturée est parfois amendé avec donneur d'électrons, en l'occurrence le carbone organique issu du journal râpé, pour la réaction de dénitrification (Davis, 2007; C. S. Hsieh and Davis, 2005). Le fonctionnement de cette zone est différent pour les systèmes étanches, elle restera en eau jusqu'à évaporation complète, contrairement aux systèmes non-étanches où l'eau peut être évacuée relativement rapidement par infiltration.

Le ratio entre la surface de l'ouvrage de biorétention et celle du bassin versant varie de 1 à 50%, avec une valeur médiane de 6%. La majorité des bassins versants est occupée par des parkings ou de routes.

La profondeur de substrat est généralement comprise entre 0.3 m et 1.2 m. Les types de substrat sont variables mais contiennent généralement au moins 50% de sable, souvent plus. Certains ouvrages sont constitués de plusieurs couches de substrats différents (Davis, 2007; B. E. Hatt et al., 2009; Shrestha et al., 2018; Trowsdale and Simcock, 2011; Wang et al., 2017).

La plupart des ouvrages étudiés intègrent du paillis en couverture de surface (Brown and Hunt, 2011; David et al., 2015; Davis, 2007; Dietz and Clausen, 2005; B. E. Hatt et al., 2009; William F. Hunt et al., 2008; Trowsdale and Simcock, 2011) et/ou de la matière organique sous forme de paillis, de tourbe ou de compost mélangé avec le substrat (Davis, 2007; Davis et al., 2007; William F. Hunt et al., 2008; Li and Davis, 2008b; Muha et al., 2014; Purvis et al., 2018; Shrestha et al., 2018; Winston et al., 2011; Yang et al., 2013).

L'étude de Leroy et al. (2016) portant sur un ouvrage qui n'est pas de biorétention à proprement parlé mais une noue – la différence résidant dans l'utilisation du substrat filtrant afin d'optimiser les processus de dépollution- a cependant été intégrée à la synthèse bibliographique. En effet, même si le substrat filtrant de cette noue diffère fortement (moins sableux) de celui utilisé dans les autres études, le suivi s'intéresse bien aux eaux infiltrées recueillies par un drain. Le Tableau 24 présente la synthèse des données bibliographiques en termes de concentrations en sortie des ouvrages, de réduction de concentration et de réduction de flux dans les ouvrages de biorétention pour les polluants classiques et pour les micropolluants organiques. Chaque étude est détaillée en Annexe 7-Annexe 9.

Paramètre	Concentration	Efficacité épuratoire (%)	
		En termes de concentration	En termes de flux (%)
MES (mg/L)	8.5 [2;331] n=24	60 [-103;88] n=14	80 [-170;99] n=14
P T (mg/L)	0.15 [0.04;3] n=25	-5 [-2900;74] n=12	3 [-398;100] n=15
NKT (mg-N/L)	0.6 [0.31;4.9] n=13	-22 [-540;59] n=10	45 [-4.9;87] n=9
N T (mg-N/L)	1.15 [0.43;5.23] n=18	11 [-310;58] n=8	40 [-7;97] n=13
NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	0.3 [0.12;1.6] n=7	58 [58;58] n=1	22 [-17;76] n=6
NO ₃ ⁻ (mg-N/L)	0.29 [0.02;5.23] n=14	31 [-380;86] n=11	45 [-108;99] n=12
NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	0.03 [0.02;0.05] n=3	0 [0;0] n=2	41 [-56;100] n=3
Zn D (µg/L)	24 [24;24] n=1	n=0	92 [84;99] n=2
Zn T (µg/L)	29.5 [3;294] n=12	63 [-58;97] n=7	95 [54;98] n=6
Cu D (µg/L)	15 [15;15] n=1	n=0	83 [67;98] n=2
Cu T (µg/L)	6.85 [3;54] n=12	44 [0;94] n=7	90 [65;99] n=6
Pb D (µg/L)	n=0	n=0	89 [80;98] n=2
Pb T (µg/L)	2 [1;25] n=14	15 [-24;86] n=7	86 [81;100] n=6
Cd T (µg/L)	0.09 [0.09;0.09] n=1	96 [96;96] n=1	96 [96;96] n=1
Cr T (µg/L)	2.5 [2;3] n=2	4 [0;8] n=2	80 [60;100] n=2
Ni T (µg/L)	12 [12;12] n=1	74 [74;74] n=1	79 [79;79] n=1
DBO (mg/L)	0.55 [0.3;0.8] n=2	79 [14;86] n=4	n=0
DCO (mg/L)	3 [2;24] n=3	39 [-82;86] n=4	15 [15;15] n=1
Cl ⁻ (mg/L)	16 [3;29] n=2	-289 [-496;-81] n=2	-29 [-154;97] n=2
Hydrocarbures totaux (mg/L)	0.5 [0.1;0.93] n=6	99 [-236;99] n=6	99 [99;99] n=2
ΣPAH (µg/L)	3.5 [0.22;12] n=4	60 [-99;97] n=4	92 [87;97] n=2
Pyrène (µg/L)	<1 [<1;<1] n=2	-56 [-94;-18] n=2	93.5 [93;94] n=2
Naphthalène (µg/L)	2 [2;2] n=2	88 [88;88] n=2	88 [87;89] n=2
Phénanthrène (µg/L)	2.6 [1.5;3.7] n=2	-286 [-536;-36] n=2	n=0
Benzo[a]pyrène (µg/L)	0.76 [0.51;1] n=2	-241 [-419;-63] n=2	n=0
ΣPCB (pg/L)	410 [410;410] n=1	78 [78;78] n=1	82 [82;82] n=1

Paramètre	Concentration	Efficacité épuratoire (%)	
		En termes de concentration	En termes de flux (%)
Dicamba (µg/L)	50 [50;50] n=1	n=0	89 [89;89] n=1
Glyphosate (µg/L)	80 [70;111] n=3	95 [94;96] n=2	96 [93;99] n=3
2,4-D (µg/L)	250 [250;250] n=1	n=0	85 [85;85] n=1
Atrazine (µg/L)	32.5 [24;41] n=2	37 [20;53] n=2	45 [30;60] n=2
Simazine (µg/L)	22 [16;27] n=2	52 [39;64] n=2	46 [30;61] n=2
Prométryne (µg/L)	15 [9;21] n=2	71 [59;83] n=2	65 [51;78] n=2
DBP (µg/L)	<1 [<1;<1] n=2	>97 [>95;>95] n=2	98 [98;98] n=2
DEHP (µg/L)	<1 [<1;<1] n=2	>95 [>95;>95] n=2	97 [97;97] n=2
Chloroforme (µg/L)	33 [27;38] n=2	36 [25;47] n=2	39 [29;48] n=2
Pentachlorophénol (µg/L)	8 [4;11] n=2	72 [59;85] n=2	75 [62;87] n=2
Phénol (µg/L)	22 [7;37] n=2	89 [82;97] n=2	84 [78;89] n=2

Tableau 24 : Synthèse des résultats des études sur les ouvrages de biorétention. Pour chaque type de résultat, sont présentées les valeurs médianes, minimales et maximales des moyennes pour chaque site d'étude ainsi que le nombre de sites présentant ce type de résultats pour le paramètre. T : concentrations totales / P : concentration particulière / D : Concentration dissoute

2.4.2.2. Matières en suspension

La rétention des matières en suspension (MES) se fait par la filtration des particules à travers le substrat filtrant d'un système de biorétention. Au début de la vie d'un ouvrage, au moins jusqu'à la mise en oeuvre des plantes, le substrat filtrant n'est pas stabilisé et la matière organique et des particules fines peuvent être érodées par l'écoulement de l'eau.

De manière générale, les systèmes de biorétention réalisés en suivant les recommandations des guides (cf. Section o) se montrent très efficaces pour la rétention des MES. Parmi ces articles, la concentration moyenne à la sortie des ouvrages varie entre 3 et 37 mg/L, toujours inférieure à la concentration maximale de 50 mg/L associée au bon état écologique des eaux de surface en France (MEEM, 2016).

On observe, néanmoins quelques études pour lesquelles certains indicateurs de performance traduisent une mauvaise efficacité. Une étude rapporte ainsi une augmentation de concentration en MES de 103% entre l'entrée et la sortie de l'ouvrage étudié (cf. Annexe 9). Ce relargage de MES a été attribué au fait que l'ouvrage était « jeune » au début de l'étude et que le substrat n'était pas encore stabilisé (C. S. Hsieh and Davis, 2005).

Hunt et al. (2006) ont également observé un relargage de MES (-170%) en termes de flux sur l'ouvrage G2 (c.f. o), sans toutefois préciser les concentrations associées. Ce phénomène n'est pas entièrement expliqué dans l'article. L'ouvrage est planté d'arbustes et d'arbres avec une densité faible (1 pour 4 m²). L'ouvrage ayant été construit entre 2000-2001, ces plantes

auraient pu être insuffisamment développées au moment de l'étude (2002-2003) et la stabilisation du sol par les racines pas encore établie, ce qui pourrait expliquer ce relargage.

La réduction de flux de MES rapportée par Winston et al. (2011) en termes de flux sur un petit ouvrage est faible (25%) par rapport aux valeurs trouvées dans la littérature (c.f. 0). Cela est attribué à la faible concentration en MES dans les eaux d'entrée (~30mg/L). La concentration de MES à la sortie est donc à un niveau tout à fait acceptable et cette faible réduction ne devrait pas être interprétée comme une mauvaise performance.

Dans l'étude de Leroy et al. (2016), les concentrations en MES déterminées en sortie de l'ouvrage (331 mg/L pour une noue enherbée et 178 mg/L pour une noue plantée avec macrophytes) sont extrêmement élevées par rapport aux valeurs dans la littérature. Pour la noue enherbée, les concentrations en MES à la sortie sont en moyenne 71% plus élevées que celles en entrée, alors que les concentrations pour la noue plantée de macrophytes sont plus faibles de 6% que celles en entrée, différence non-significative. On note que l'ouvrage étudié présente des caractéristiques ne respectant pas les recommandations des guides de conception. La texture du substrat avec 14,4 % d'argile, 51,6 % de limon et 34,0% de sable ne respecte pas la teneur minimale en sable de 50% et la teneur maximale en argile + limon de 17% recommandées cf. Section 2.3.2). L'épaisseur du substrat (30 cm) est également relativement faible par rapport aux recommandations et aux autres ouvrages étudiés. Cette étude souligne donc l'importance du choix du substrat dans l'efficacité d'un ouvrage. Une autre explication possible pour cette mauvaise efficacité est que le sol (déjà en place dans une noue drainant une voirie depuis 6 ans) a été remanié et replanté 4 mois avant le début de l'échantillonnage, ce qui n'était, vraisemblablement, pas suffisant pour la stabilisation du média. De plus, le fait de remanier un sol déjà contaminé détruit le profil de contamination du sol, ce qui peut favoriser la mobilité des polluants. Cette étude montre également une meilleure efficacité pour l'ouvrage planté en macrophytes que pour l'ouvrage enherbé ce qui laisse penser que les macrophytes arrivent mieux à stabiliser le sol.

A part les quelques études mentionnées ci-avant, l'ensemble des études démontrent une réduction des concentrations en MES, variant entre 22 et 88%. En termes de flux, on observe des réductions allant de 53 à 99%. Trois études présentent des efficacités d'abattement en MES à la fois en termes de concentration et de flux (David et al., 2015; Davis, 2007; Li and Davis, 2009a). Dans deux études, les réductions en termes de concentration (82-88%) sont élevées ; la rétention d'eau jouant un rôle assez faible dans la réduction des flux, qui varie entre 84 et 99% (David et al., 2015; Li and Davis, 2009a). Dans la troisième étude, la réduction de concentration en MES étant plus faible, la rétention d'eau joue un rôle plus important dans la réduction de flux. Dans ce cas, l'un des deux ouvrages étudiés (Ouvrage A) qui comporte une zone saturée ; la rétention de l'eau est plus importante que dans l'autre système (Ouvrage B), qui ne comporte pas de zone saturée. Ainsi, l'efficacité en termes de réduction de flux de l'Ouvrage A (59%) est plus élevée que celle de l'Ouvrage B (54%) bien que son efficacité en termes de réduction de concentration soit plus faible (22% par rapport à 41%).

Les meilleures efficacités en termes de flux sont celles observées par Li et Davis (2009a) et Shrestha et al. (2018), alors que les meilleures efficacités en termes de réduction de concentration sont observées par Li et Davis (2009a) et Purvis et al. (2018). Plusieurs études montrent de très faibles concentrations en MES (<10 mg/L) à la sortie de l'ouvrage (B. E. Hatt

et al., 2009; Li and Davis, 2009a; Muha et al., 2014; Purvis et al., 2018; Shrestha et al., 2018; Trowsdale and Simcock, 2011; Wang et al., 2017).

2.4.2.3. *Nutriments*

Les nutriments sont parmi les polluants les plus difficiles à traiter dans les dispositifs de biorétention. Sans conception visant spécialement le traitement de ces composés, la rétention sera en effet faible, voire négative si le substrat ou d'autres matières présentes ont tendance à émettre ces composés.

2.4.2.3.1. **Phosphore**

Le phosphore se trouve sous formes particulaire et dissoute en tant que phosphore organique ou inorganique (orthophosphate). Dans les ouvrages de biorétention, le phosphore particulaire peut être retenu par filtration, alors que le phosphore dissous sera principalement retenu par adsorption sur le substrat. Certains travaux s'intéressent aux amendements à apporter au substrat pour optimiser cette rétention, par exemple par des matériaux riches en fer (Glaister et al., 2013; Shrestha et al., 2018). Le phosphore est également utilisé par les plantes pour leur croissance. Il peut ensuite être relargué sous forme particulaire et dissoute à partir des matières organiques présentes dans le substrat, le paillis ou les plantes mortes (LeFevre et al., 2014).

Dans la plupart des études la concentration en phosphore est trop élevée en sortie (Brown and Hunt, 2011; B. E. Hatt et al., 2009; Hunt et al., 2006; Leroy et al., 2016; Li and Davis, 2009a; Shrestha et al., 2018) par rapport à la concentration maximale associée au bon état des eaux de surface (MEEM, 2016). Ces fortes concentrations sont souvent associées à une augmentation de la concentration en phosphore total dans l'ouvrage (Brown and Hunt, 2011; B. Hatt et al., 2009; Hunt et al., 2006; Leroy et al., 2016; Li and Davis, 2009a) et/ou une augmentation du flux polluant après passage par l'ouvrage (Dietz and Clausen, 2005; B. E. Hatt et al., 2009; Hunt et al., 2006; Li and Davis, 2009a; Shrestha et al., 2018; Winston et al., 2011).

Shrestha et al. (2018) ont étudié le rôle d'un substrat intégrant des oxydes de fer et d'aluminium en fond de filtre vis à vis de la rétention du phosphore. Une réduction du flux de phosphore de 86% a ainsi été mise en évidence par rapport à une augmentation de 67% dans le cas d'un filtre dépourvu d'oxydes de fer et d'aluminium. Les concentrations en phosphore à la sortie de l'ouvrage contenant des oxydes sont systématiquement inférieures à la concentration maximale associée au bon état des eaux de surface. Cela montre l'intérêt d'un tel substrat en zones sensibles à la pollution en nutriments.

2.4.2.3.2. **Azote**

On distingue plusieurs formes d'azote en milieu aqueux : des formes réduites caractérisées par l'azote Kjeldahl incluant l'azote organique et l'azote ammoniacal et des formes oxydées le nitrite et le nitrate. En condition aérobie, l'azote organique subit l'ammonification et ensuite la nitrification. Une fois oxydé (sous forme de nitrate), en conditions anoxiques et en présence d'un donneur d'électrons (matière organique), l'azote peut subir une dénitrification, transformant le nitrate en azote gazeux (N_2) par des micro-organismes anaérobies. Les ouvrages de biorétention sont souvent conçus avec une zone saturée, parfois amendée avec une

matière pouvant agir comme donneur d'électrons, afin de permettre ce processus. Comme le phosphore, l'azote retenu dans l'ouvrage peut être utilisé par les plantes et émis par la matière organique (LeFevre et al., 2014).

Ainsi, si un ouvrage de biorétention est complètement sous conditions aérobies, on s'attendrait à une diminution des concentrations en azote Kehl Dahl (filtration et oxydation) et une augmentation des concentrations en nitrate. La diminution des concentrations en azote total pourrait s'expliquer par l'absorption par les plantes ou par la présence d'une zone anaérobie.

Dans la littérature scientifique, on observe plus rarement une augmentation de la concentration en azote total que celle du phosphore. Cependant, Hunt et al. (2008) et Li et Davis (2009a) ont observé des augmentations importantes de la concentration en azote total (cf. Annexe 7). Ces ouvrages sont également associées à de mauvaises performances vis-à-vis du phosphore ; on suppose donc que dans ces cas, les mêmes phénomènes de relargage sont en jeu pour les deux éléments (phosphore et azote).

Hatt et al. (2009) ont observé une diminution des concentrations d'azote ammoniacal et dans les formes oxydées de l'azote (nitrate+nitrite) sans diminution des concentrations en azote total, ce qu'ils attribuent à une lixiviation de l'azote organique à partir du substrat.

Davis (2007) rapporte des réductions de concentrations en nitrate importantes pour deux ouvrages (79% pour l'ouvrage A et 86% pour l'ouvrage B). La différence entre ces efficacités n'est cependant pas significative, malgré la présence, uniquement pour l'ouvrage A, d'une zone saturée et la présence dans le substrat d'un donneur d'électrons.

Li et Davis (2009a) ont observé une augmentation des concentrations en nitrate de 170% dans l'ouvrage CP mais une réduction de 86% dans l'ouvrage SS, ce qu'ils attribuent à un temps de séjour plus long de l'eau accompagné de facteurs géochimiques favorisant la dénitrification dans le second cas.

D'autres études montrent des réductions de concentration et/ou de flux plus modestes (Brown and Hunt, 2011; Dietz and Clausen, 2005; C. Hsieh and Davis, 2005; Hunt et al., 2006; William F. Hunt et al., 2008; Shrestha et al., 2018; Winston et al., 2011). Toutes les concentrations observées en sortie des ouvrages étaient inférieures à 11 mg/L N-NO₃⁻, concentration maximale associée au bon état des eaux de surface en France (MEEM, 2016). On note, cependant, la définition du bon état peut varier entre différents pays. Par exemple, une eau de bonne qualité dans le bassin versant de la Rivière Potomac aux Etats-Unis doit avoir une concentration <0.6 mg/L N-NO₃⁻ (Davis and McCuen, 2005b).

De manière générale, on observe plus de variabilité dans l'efficacité de traitement des nutriments que celle d'autres polluants. Cela est dû en partie au fait que les mécanismes de rétention des nutriments dissous (adsorption pour le phosphore, traitement biologique pour l'azote) sont efficaces sous certaines conditions (type de substrat pour le phosphore, existence de zones anoxiques pour l'azote). De plus, les nutriments peuvent être émis par la matière organique présente dans ces systèmes. On peut donc conclure que le traitement des nutriments n'est pas inhérent à un système de filtre végétalisé mais nécessite une conception plus poussée permettant d'optimiser les procédés de rétention et de réduire les phénomènes de relargage.

2.4.2.4. Matière organique

Relativement peu d'études s'intéressent à l'efficacité des ouvrages de biorétention à retenir la matière organique. Cela est probablement dû au fait que les eaux pluviales sont relativement peu chargées en matière organique. Cependant, on pourrait imaginer, comme dans le cas des nutriments, l'existence de phénomènes de relargage de matière organique à partir du substrat et/ ou du paillis. Il serait donc intéressant de prendre systématiquement en compte ce paramètre dans les études de dispositifs de biorétention.

Muha et al. (2014) ont mesuré la demande biochimique en oxygène (DBO) et demande chimique en oxygène (DCO) sur deux ouvrages de biorétention. Ils ont mis en évidence des réductions en concentration entre l'entrée et la sortie de 83 à 86% pour les deux paramètres illustrant que dans ce cas, l'ouvrage de biorétention a un effet positif sur le traitement de la matière organique.

Leroy et al. (2016) ont également mesuré la DBO et la DCO en sortie de drain de deux noues. La concentration en DBO diminue généralement en sortie de l'ouvrage, alors que la concentration en DCO augmente plutôt. Les auteurs associent ces évolutions de concentration à un lessivage de la matière organique du sol peu dégradable et à une biodégradation de certains composés lors du transfert dans le sol.

Li et Davis (2009a) ont observé des augmentations des concentrations en carbone organique total (COT) respectivement de 210% et de 87% pour les ouvrages CP et SS. Rappelons que l'ouvrage CP a également démontré des augmentations importantes de concentrations en phosphore et en azote, alors que de petites augmentations d'azote ont été observées dans l'ouvrage SS. Ces observations tendent à confirmer l'hypothèse que des émissions en matière organique sont associées aux émissions en nutriments.

2.4.2.5. Chlorure

Li et Davis (2009a) et Davis (2007) ont observé des exportations de chlorure à partir de trois ouvrages de biorétention différents. Ce phénomène pourrait être dû à l'accumulation de chlorure dans l'ouvrage lors du salage des routes en hiver, puis ensuite à son relargage.. Ce lessivage se poursuit tout au long de l'année, bien que les augmentations de concentration varient fortement entre événements pluvieux (Li and Davis, 2009a).

2.4.2.6. Eléments traces métalliques

Les métaux les plus étudiés dans les systèmes de biorétention sont Zn, Cu et Pb. Une seule étude intègre également Ni, Cd et Cr. Les mécanismes responsables de la rétention d'un métal dépendent de sa spéciation physique (répartition entre phases dissoute et particulaire). Les métaux associés aux MES sont retenus par filtration, alors que les métaux dissous sont retenus par sorption sur les particules du sol, accumulation dans les plantes ou par (co)précipitation (LeFevre et al., 2014). Cependant, la plupart des études ne prennent en compte que les concentrations totales (Tableau 24).

Les concentrations totales en sortie d'ouvrage varient de 3 à 294 µg/L, de 3 à 54 µg/L et de 1 à 25 µg/L, respectivement pour Zn, Cu et Pb (Tableau 24). On note cependant que les ouvrages étudiés par Leroy et al. (2016), dont le substrat était de faible profondeur et constitué d'un sol naturel moins sableux que ceux recommandés par la majorité des guides, présentaient des

concentrations plusieurs fois plus élevées que celles observées par les autres études. Si on considère uniquement les ouvrages réalisés selon les règles de l'art, les gammes de concentrations se resserrent entre 3 à 48 µg/L pour Zn, 3 à 23 µg/L pour Cu et 1 à 7 µg/L pour Pb (David et al., 2015; Davis, 2007; B. E. Hatt et al., 2009; Li and Davis, 2009a; Trowsdale and Simcock, 2011). Ce résultat souligne l'importance du choix du substrat dans l'efficacité d'un système à retenir les ETM. Les substrats sableux, plus adaptés à la filtration physique, semblent être plus efficaces dans la rétention des ETM qu'un substrat plus fin, dont la capacité de sorption est potentiellement plus importante. Ce comparatif est indicatif de l'importance de ce processus de filtration dans la rétention des métaux totaux.

Une seule étude présentant des concentrations dissoutes en métaux en sortie d'ouvrage de biorétention (Trowsdale and Simcock, 2011). Ces concentrations, respectivement de 24 et 15 µg/L pour Zn et Cu, dépassent les normes de qualité environnementale, respectivement de 7.8 et 1 µg/L pour Zn et Cu (MEEM, 2016). On note cependant que certaines concentrations totales en Zn sont inférieures à 7.8 µg/L, indiquant que ce dépassement n'est pas observé dans tous les ouvrages de biorétention.

Leroy et al. (2016) ont également observé de faibles diminutions, voire des augmentations, de concentrations totales en ETM en sortie d'ouvrage. Une noue plantée de macrophytes étant associée à de meilleures performances qu'une noue enherbée. Ceci peut s'expliquer par un lessivage des particules fines du sol, limité en présence de macrophytes qui participeraient à la stabilisation du substrat.

Li et Davis (2009a) ont également observé une absence de réduction des concentrations (médiane de 0%) pour Cu et Pb dans le cas de l'ouvrage SS. Cependant, dans ce cas, cela semble être surtout lié aux faibles concentrations des eaux d'entrée (médianes de 13 µg/L pour Cu et <2 µg/L pour Pb). A noter que dans cette étude, lorsque les concentrations en entrée et en sortie sont inférieures à la limite de quantification, alors la réduction de concentration est considérée égale à zéro. La performance de cet ouvrage vis-à-vis du Zn était meilleure, avec une réduction des concentrations de 86%.

Les meilleures performances, en termes de réductions de concentrations en ETM, ont été observées par David et al. (2015) avec respectivement 97, 94, 86, 74 et 96% de réduction pour Zn, Cu, Pb, Ni et Cd, respectivement. Cependant, on note que dans cette étude la méthode de calcul des performances diffère, en comparant les concentrations mesurées en sortie de l'ouvrage, à celles analysées avant l'aménagement de l'ouvrage, plutôt qu'à celles analysées en entrée. Les réductions de concentrations observées pour l'ouvrage CP (Li and Davis, 2009a) et par Davis et al. (2007) sont plus faibles, respectivement de 57 à 78%, de 31 à 57% et de 55 à 86% pour Zn, Cu et Pb.

Les réductions en termes de flux d'ETM sont généralement plus élevées du fait de la rétention d'eau dans l'ouvrage, avec des réductions respectivement de 54 à 99%, 65 à 99% et 80 à 100% pour Zn, Cu et Pb (David et al., 2015; Davis, 2007; B. E. Hatt et al., 2009; Hunt et al., 2006; Li and Davis, 2009a).

L'affinité des métaux pour les particules de sol et les MES caractéristique des eaux de voirie décroît de la manière suivante : Pb>Cu>Zn (Li and Davis, 2008a). En raison des mécanismes mis en jeu dans les ouvrages de biorétention (filtration, adsorption), on s'attendrait à ce que l'efficacité de rétention suive ce même ordre.

On observe cependant le plus souvent que l'efficacité vis-à-vis du cuivre est la plus faible (Davis, 2007; B. E. Hatt et al., 2009; Li and Davis, 2009a). Cela pourrait être dû à la tendance du cuivre à se complexer avec les matières organiques dissoutes, favorisant ainsi son transport en limitant son adsorption sur les particules (Li and Davis, 2008a).

2.4.2.7. Micropolluants organiques

Comme les métaux, les micropolluants organiques peuvent être retenus dans les ouvrages de biorétention par le mécanisme de filtration des polluants particulaires, ainsi que par l'adsorption des polluants dissous sur le substrat. Ils peuvent aussi être absorbés dans les plantes. Contrairement aux métaux, les micropolluants organiques ne sont pas conservatifs ; ils peuvent en effet être dégradés par l'activité microbienne des sols. Cette dégradation peut être complète ou partielle aboutissant à la formation d'un autre composé organique, un métabolite. Certains composés peuvent également se volatiliser.

Peu d'études se sont intéressées à l'efficacité des ouvrages de biorétention vis-à-vis des micropolluants dans des conditions réelles (mesures *in situ* dans un ouvrage réel alimenté par ruissellement pluvial naturel). On retrouve seulement les études de DiBlasi et al. (2009) portant sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), celle de Hsieh and Davis (2005) sur les hydrocarbures totaux, celle de Leroy et al. (2016) sur les deux types de composés et celle de David et al. (2015) sur les HAP, les PCB et les dioxines. On rappelle que les HAP (et les hydrocarbures en général) sont très hydrophobes (Section 1.3.2). Les PCB, ayant des K_{oc} entre 4.6-5.4 (Hansen et al., 1999), et les dioxines, avec des K_{oc} entre 6.4-8 (INERIS, 2017), sont également très hydrophobes. Toutes ces molécules devraient donc montrer une affinité forte vis à vis de la phase particulaire, ce qui devrait se traduire par une bonne efficacité de rétention.

DiBlasi et al. (2009) ont ainsi observé dans le cas de HAP une réduction de flux de 90% et 87%, avec une concentration moyenne en sortie d'ouvrage de 0.22 µg/L (somme des HAP). Dans ce cas, la réduction en termes de flux est plus faible que celle en termes de concentration car le volume sortant est plus important que celui entrant probablement en lien avec un apport souterrain à partir d'un cours d'eau au droit de l'ouvrage. David et al. (2015) ont observé des réductions de 97, 78, et 98% en concentration, de 97, 82 et 97% en flux, respectivement pour la somme des HAP, pour la somme des PCB et pour une molécule dioxine (octachlorodibenzodioxine ou OCDD). De même, Hsieh and Davis (2005) ont observé pour les hydrocarbures totaux des réductions supérieures à 99% en termes de concentration.

Comme pour les autres polluants, les efficacités de réduction en termes de concentration caractérisées par Leroy et al. (2016) sont nettement plus faibles pour la somme des HAP (-99% pour la noue enherbée et 30% pour la noue avec macrophytes). Les efficacités atteignent même jusqu'à -536% pour le phénanthrène et -419% pour le benzo[a]pyrène dans le cas de la noue enherbée. Les réductions en termes de concentration en hydrocarbures totaux sont négatives pour les deux ouvrages : respectivement -236% et -106% pour la noue enherbée et la noue avec macrophytes. Les concentrations en hydrocarbures totaux déterminées en sortie d'ouvrage (12 µg/L et 6.8 µg/L) sont très élevées par rapport aux résultats de DiBlasi et al. (2009). Comme indiqué précédemment la conception de ces ouvrages ne semble pas optimale et le remaniement du sol, déjà contaminé avant l'étude, peut avoir favorisé la mobilité des polluants.

L'efficacité de la rétention de micropolluants organiques plus polaires, et donc plus hydrophiles, devrait être moins importante que celles observées ci-dessus. Il est ainsi important d'étudier le comportement de ces composés dans les ouvrages de biorétention. Certaines études s'intéressent au comportement d'autres composés organiques en travaillant à l'échelle expérimentale (colonnes, pilotes) ou sur des ouvrages réels alimentés avec une eau de ruissellement synthétique.

Yang et al. (2013) ont évalué le devenir de trois pesticides dans un ouvrage de biorétention biphasique (avec une zone anaérobie suivie par une zone aérobie). Le plus hydrophobe de ces composés, le glyphosate, est caractérisé par une rétention en termes de flux de 99%. La rétention en termes de flux du dicamba et du 2,4-D, beaucoup plus hydrophiles, était de 89% et de 85%, respectivement.

Zhang et al. (2014) ont évalué la capacité d'un système de biorétention à réduire les flux d'une variété de micropolluants caractéristiques des eaux pluviales dans l'objectif de démontrer la possibilité d'utiliser la biorétention comme prétraitement des eaux pluviales dans un objectif d'utilisation de l'eau. Afin de démontrer qu'on peut obtenir une eau de bonne qualité même à partir d'une eau entrante polluée, une eau de ruissellement dopée avec des concentrations importantes (95^{ème} centile des valeurs issues de la littérature) de micropolluants a été appliquée à deux ouvrages de biorétention. Cette étude intègre des composés aux propriétés physico-chimiques différentes en termes de solubilité, hydrophobicité, volatilité, acidité et biodégradabilité. Ces propriétés influencent en effet les mécanismes de rétention et de devenir des polluants. En termes de réduction des flux, on observe une meilleure efficacité pour les composés les plus polaires. Les composés organiques les moins efficacement retenus sont le chloroforme (composé peu hydrophobe, très volatile et plutôt stable), l'atrazine et la simazine (composés peu hydrophobes, peu volatiles et plutôt stables). Le phénol, le composé le plus hydrophile étudié, est bien retenu, probablement en raison d'une biodégradabilité importante. De manière générale, l'ouvrage réalisé avec un substrat limoneux-sableux sans zone saturée retient plus efficacement les polluants que l'ouvrage réalisé avec un substrat sableux et une zone saturée.

Les concentrations importantes en entrée de l'ouvrage permettent de prendre en compte un scénario pessimiste du point de vue de la pollution à abattre par l'ouvrage. L'efficacité, en termes de réduction de concentration ou de flux dans ces conditions peut être plus importante que pour des concentrations d'entrée plus faibles. Ces conditions expérimentales étant différentes de celles d'un fonctionnement courant, il convient de considérer ces résultats et leur interprétation avec précaution.

Bakacs et al. (2013) ont étudié la possibilité d'utiliser la biorétention pour le traitement des eaux de lavage de voiture. Ils ont observé dans des mésocosmes de biorétention, une rétention en termes de concentration de molécules de surfactants (substances actives au bleu de méthylène) de 89 à 96%.

Ces différents résultats montrent que la biorétention présente un potentiel à retenir efficacement même les micropolluants organiques, même ceux peu hydrophobes. Il convient toutefois d'évaluer cette performance dans des conditions réelles de fonctionnement *in situ*.

2.4.2.8. Pathogènes

Certaines études prennent en compte l'efficacité des ouvrages de biorétention vis-à-vis des pathogènes ou des micro-organismes indicateurs. Li et al.(2012), Chandasena et al. (2011) et Bratières et al. (2008) ont démontré un bon potentiel des systèmes de biorétention pour le traitement d'indicateurs de pathogènes au cours d'études en colonne. Zinger et al. (2011) ont observé une réduction de la concentration d'*E. coli* de l'ordre de 3-logs entre l'entrée et la sortie d'un ouvrage situé à l'aval d'un réseau d'eau pluviale. Purvis et al. (2018) ont observé des réductions de concentrations plus modestes (55% pour les entérocoques et 65% pour les coliformes fécaux) dans le cas d'une noue de biorétention traitant les eaux de ruissellement de voirie.

2.5. Devenir des polluants interceptés

Les polluants peuvent s'accumuler dans les dispositifs de biofiltration, comme dans tous les ouvrages appartenant aux techniques alternatives pour la gestion à la source des eaux de ruissellement. Bien que le cumul de nutriments dans le sol ne pose pas de problème particulier, l'accumulation des ETM et des polluants organiques peut mener à terme à un risque pour la santé humaine ou pour les écosystèmes (Tedoldi et al., 2016). La gestion du sol potentiellement pollué est de la responsabilité du maître d'ouvrage, et peut s'avérer coûteuse (LeFevre et al., 2012a). Pour cette raison, un certain nombre d'études s'intéressent à la question du devenir des polluants dans les ouvrages de biofiltration.

2.5.1. Les métaux traces

Il est important de se souvenir que les ETM ne se dégradent pas dans les ouvrages de biofiltration, ils ont un caractère conservatif. Ainsi, une rétention de métaux correspond à leur accumulation dans le sol et éventuellement, à terme, dans les plantes. La fraction absorbée par les plantes retournera au sol après leur dégradation, à moins que les déchets verts ne soient exportés après leur fauchage.

Des tests menés en colonne ont démontré que la rétention des ETM dans un ouvrage de biorétention a lieu à une profondeur de 0-20cm dans les premières couches du substrat. Cette information est importante à prendre en compte dans la conception et la maintenance des ouvrages (Li and Davis, 2008a).

Les ETM ont tendance à s'accumuler préférentiellement dans le sol au niveau de(s) point(s) d'entrée de l'eau dans l'ouvrage (Johnson and Hunt, 2016; Jones and Davis, 2013; Tedoldi et al., 2017a). Ils s'accumulent tout d'abord à la surface du substrat filtrant, puis le front de pollution progresse en profondeur (Tedoldi et al., 2017b). Par exemple, après 4 ans de fonctionnement d'un ouvrage de biorétention, Jones et Davis (2013) ont observé que les métaux traces étaient concentrés entre 3 et 12 cm dans le substrat, à proximité du point d'entrée de l'eau. De façon similaire, Johnson et Hunt (2016) ont montré que les ETM se sont accumulés principalement dans le bief amont d'un ouvrage de biorétention en fonctionnement depuis 11 ans. La nature relativement localisée de cette contamination implique que les zones proches de l'entrée doivent faire l'objet d'une maintenance spécifique afin d'assurer le bon fonctionnement à long terme de l'ouvrage (Jones and Davis, 2013).

Jones et Davis (2013) se sont intéressés au fractionnement des métaux retenus dans le substrat d'un ouvrage de biorétention entre la fraction soluble et échangeable, la fraction adsorbée ou associée aux carbonates, la fraction oxydable, la fraction réductible et la fraction résiduelle. Dans la couche organique du sol (les premiers centimètres), respectivement 3.9, 3.9 et 13% de plomb, cuivre et zinc se trouvaient dans la fraction soluble, facilement mobilisable. Cette fraction était encore plus faible (respectivement 2, 2.5 et 10% pour Pb, Cu et Zn) dans les fractions non-organiques du substrat filtrant. Ceci implique que les ETM retenus seront généralement stables et immobiles. Les auteurs attribuent le fractionnement des ETM largement à leur spéciation dans les eaux de ruissellement. Lors de cette étude, les auteurs ont également montré que la fraction biodisponible du plomb retenu dans l'ouvrage était de 25%, ce qui est une valeur typique pour un sol. Ils concluent que l'accumulation de plomb ne présente pas de risque sanitaire particulier du fait des faibles concentrations analysées dans le sol (maximum 76 mg/kg).

Une étude (Leroy et al., 2017) a considéré le devenir des ETM (Cd, Zn, Pb) dans des mésocosmes extérieurs, plantés avec différents types de plantes (*Juncus effusus*, *Iris pseudacorus*, *Phalaris arundinacea* et un mélange herbacé). Le sol a été artificiellement contaminé afin d'atteindre des concentrations respectivement de 2, 100 et 300 mg/kg en Cd, Pb et Zn, puis chaque mésocosme était exposé à la pluie naturelle, les eaux drainées étaient collectées et analysées. Le sol et les plantes ont été analysés à plusieurs reprises au cours de l'étude. Au bout de deux ans, respectivement 3.4, 3.5 et 1.9% de la masse de Cd, Zn et Pb initialement appliquée étaient stockées dans les plantes, 0.4, 0.6 et 0.5% ont été mesurées dans les eaux drainées du système, alors que la grande majorité de la masse était présente dans le sol. Cette étude montre que, même si la végétation est enlevée après fauchage, une proportion relativement faible des masses des métaux est finalement transférée vers les plantes. Cependant, les auteurs soulignent le rôle des végétaux dans la stabilisation des métaux dans le substrat (Leroy et al., 2017). On note cependant que l'apport des métaux dans le sol sous forme de sels de nitrate est peu représentative de leur spéciation dans les eaux de ruissellement réelles.

Armeni (2010) a évalué le devenir des ETM apportés sur une bande enhermée pilote par de l'eau à concentration forte et à concentration faible. Dans les expériences à forte concentration, les métaux préférentiellement associés à la phase particulaire (Cu, Pb) étaient retenus par décantation des MES, alors que la rétention des métaux principalement présents sous forme dissoute (Cd, Ni, Zn) est attribuée à leur sorption par les racines des végétaux. Suite à leur décantation, Cr et Cu s'accumulent aussi dans les racines des plantes, alors que le plomb reste essentiellement dans le sol. A faible concentration, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb et Zn sont tous majoritairement adsorbés aux MES dans les eaux entrantes; leur rétention serait donc associée à la décantation de ces particules. Par la suite, Cr, Fe et Zn s'accumulaient dans le sol alors que Cd, Cu, Ni et Pb étaient principalement absorbés par les plantes. Dans le sol, la majorité des métaux sont associés aux oxydes de fer et manganèse et dans les fractions organiques du sol, impliquant une faible probabilité de remobilisation. L'utilisation d'une eau de ruissellement synthétique dans cette étude peut cependant induire un biais par rapport à la spéciation des polluants. De la même façon les gammes de concentrations utilisées sont extrêmes par rapport aux valeurs typiquement observées dans les eaux de ruissellement. De plus, cette eau est exempte de matière organique et les caractéristiques des MES ne sont pas précisées. On note

également que le bilan de masse n'a été établi que pour les cinq premiers centimètres de sol ce qui peut donc sous-estimer la quantité totale de polluants stockés dans le sol.

2.5.2. Les micropolluants organiques

Comme mentionné précédemment, les micropolluants organiques sont réactifs et peuvent être dissipés dans les ouvrages de biofiltration par de différents processus, notamment la biodégradation, la volatilisation, la photodégradation et l'absorption par les plantes. Quelques études, le plus souvent réalisées en conditions contrôlées, s'intéressent au devenir des hydrocarbures ou des HAP dans des ouvrages de biofiltration.

	Non-retenu	Sorption au sol	Accumulation par les plantes	Minéralisation par les micro-organismes	Volatilisation
Colonne non-plantée	22%	66%	-	12%	<0.04%
Colonne enherbée	7%	56%	23%	14%	<0.04%
Colonne plantée de trèfle	7%	73%	2.5%	18%	<0.04%

Tableau 25 : Pourcentage de naphthalène concerné par les processus de devenir (données de LeFevre et al., 2012b)

LeFevre et al. (2012b) ont réalisé des essais en laboratoire avec des colonnes de biorétention afin de caractériser le devenir du naphthalène (HAP), marqué au ^{14}C . Ils ont comparé une colonne non-plantée, une colonne plantée avec de l'herbe et une colonne plantée avec du trèfle, une légumineuse. L'efficacité de rétention du naphthalène est plus importante dans les colonnes plantées (93% en masse) que dans la colonne non-plantée (78% en masse). Le Tableau 25 présente l'importance relative des différents processus contrôlant le devenir du naphthalène. L'évaporation était négligeable pour toutes les colonnes, alors que la sorption sur le sol était le processus dominant. Les processus biologiques d'absorption par les plantes et de minéralisation par l'activité microbienne étaient également considérables. L'importance de la minéralisation n'était pas significativement différente entre les colonnes étudiées, alors que l'accumulation dans la végétation était plus importante dans la colonne enherbée que dans la colonne avec trèfle. Le bilan de masse de naphthalène a été réalisé avec le C^{14} intégré dans les différentes molécules : naphthalène, métabolites, CO_2 créé suite à la minéralisation du naphthalène (ce qui est le cas pour le C^{14} comptabilisé comme minéralisé mais ce qui pourrait également être le cas pour une partie de C^{14} retrouvé dans les plantes). Cet article souligne l'importance de la rhizosphère, la zone racinaire, en termes d'activité microbienne contribuant aux processus de biodégradation. Cette étude s'est également intéressée à la caractérisation du génome des bactéries présentes dans la colonne. Elle montre qu'au cours de l'expérimentation d'une durée de 5 mois, le nombre de bactéries ayant le génome associé à la dégradation du naphthalène augmente. Ainsi, la capacité du système à minéraliser le naphthalène augmente avec le temps d'exposition à la molécule. A noter que le naphthalène est un HAP léger, plus hydrophile et donc plus biodisponible que les HAP lourds, et qui n'est pas forcément

représentatif des HAP dominants dans les eaux de ruissellement de voirie. On note également que les eaux de ruissellement synthétiques utilisées avaient des caractéristiques peu réalistes, en l'absence de particules et en termes de concentration. La concentration en naphthalène est de 10 mg/L, ce qui est extrêmement élevé par rapport aux valeurs observées *in situ*, ce qui peut modifier sa spéciation et sa biodisponibilité.

Dans une autre étude, LeFevre et al. (2012a) se sont intéressés aux hydrocarbures et à la présence de micro-organismes dont les génomes fonctionnels sont associés à leur dégradation dans le sol des ouvrages de biorétention. Cet exercice, mené sur 58 ouvrages d'âges différents, a montré que même si les concentrations en hydrocarbures dans les sols d'ouvrages de biorétention sont significativement supérieures à celles des sols de sites en amont, ces concentrations demeurent faibles (<3mg/kg) et ne variaient pas de manière significative entre les différents ouvrages. Les microorganismes présentant des génomes associés à la dégradation des hydrocarbures étaient plus nombreux dans les ouvrages plantés avec des végétaux ayant des racines profondes que dans ceux plantés avec de l'herbe ou non-plantés.

Leroy et al. (2015) ont étudié la dissipation de trois HAP modèles : le phénanthrène, le pyrène et le benzo[a]pyrène dans des mésocosmes extérieurs, plantés avec différents types de plantes (*Juncus effusus*, *Iris pseudacorus*, *Phalaris arundinacea* et un mélange herbacé). Le sol a été artificiellement contaminé à une concentration de 10 mg/kg pour chaque HAP représentatif, puis chaque mésocosme était exposé à la pluie naturelle, les eaux drainées étaient collectées et analysées et le sol analysé à plusieurs reprises au cours de l'étude. Cette étude prend pour hypothèse que l'évaporation, la photodégradation et l'accumulation dans les plantes sont négligeables. Le lessivage des HAP représente 0.07 à 0.22% de la masse des HAP initialement présents dans le sol, le stock dans le sol représente 0.4 à 2.5% du phénanthrène et pyrène et 9 à 20% du benzo[a]pyrène, alors que le reste de la masse a été dissipé, ce qui est attribué à la biodégradation.

Dans des études en laboratoire, Hong et al. (2006) ont démontré la capacité d'un système de biorétention avec paillis en surface à retenir et ensuite dégrader en quelques jours les hydrocarbures, le naphthalène dissous et particulaire, et le toluène. Les auteurs recommandent ainsi la présence d'une couche de paillis dans la conception d'un système de biorétention.

Dans une étude de la contamination du sol *in situ* dans plusieurs ouvrages d'infiltration des eaux de ruissellement, Tedoldi et al. (2017b) ont trouvé que le naphthalène, l'acénaphène et l'acénaphylène, HAP légers, étaient rarement quantifiés. En dehors de ces trois molécules, le profil de distribution des molécules de HAP dans le sol était semblable à celui des HAP dans le ruissellement urbain. Les proportions relatives du fluoranthène et phénanthrène, étaient plus faibles dans le sol, alors que la proportion relative des molécules les plus lourdes (dibenzo[a,h]anthracène, benzo[g,h,i]pérylène et indeno[1,2,3-cd]pyrène) avait augmenté dans le sol. Ce comportement avec une dissipation inversement proportionnelle à la masse moléculaire des HAP est conforme aux propriétés de ces molécules (cf. Tableau 10). L'accumulation des polluants avait toujours lieu dans les premiers 5 à 40 cm du sol. Cependant, l'échantillon de surface n'était pas toujours le plus contaminé alors qu'il l'était généralement pour les ETM. Cette observation pourrait être liée à une dissipation plus importante des HAP au voisinage de la surface du substrat.

Dibiasi et al. (2009) ont observé une évolution similaire du profil des HAP entre le sol d'un ouvrage de biorétention et les eaux de ruissellement, avec un appauvrissement en molécules légères et un enrichissement en molécules lourdes dans le sol.

Ces études montrent que les hydrocarbures et les HAP sont potentiellement dissipés dans les systèmes de biofiltration. La zone racinaire supporte la vie microbienne et peut favoriser ces processus. Cependant, certains HAP très lourds sont difficilement dégradables et tendent à s'accumuler de façon préférentielle dans le substrat.

2.6. Bilan sur les ouvrages végétalisés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines

Il existe essentiellement deux types d'ouvrages végétalisés pour le traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines, qu'on appelle aussi ouvrages de biofiltration. D'abord, les systèmes avec filtration à la surface qui sont conçus pour que les eaux de ruissellement s'écoulent en lame mince, favorisant ainsi la décantation des particules ou la filtration de l'eau à travers les brins d'herbe. Ce type comprend les bandes enherbées ainsi que certaines noues, notamment les *grassed swales* utilisées en Amérique du Nord. Le second type est conçu pour que les eaux s'écoulent verticalement en milieu poreux à travers un substrat filtrant planté ; ces ouvrages sont dits de biorétention. Ces deux techniques s'inscrivent dans les multiples paradigmes de gestion à la source des eaux pluviales à travers le monde.

Il existe un grand nombre de guides de conception et de maintenance de ces dispositifs. Les guides de bandes enherbées, souvent conçus comme ouvrages de prétraitement, intègrent des recommandations sur la pente, la distance maximale d'écoulement du ruissellement avant son arrivée dans l'ouvrage, la distance minimale d'écoulement dans l'ouvrage, le type de sol sous-jacent, le type de végétation et la densité de plantation. Les ouvrages de biorétention sont conçus comme des ouvrages de traitement et font l'objet de guides encore plus détaillés. Ces guides proposent des recommandations en termes de bassin versant d'apport, de modes d'alimentation et de vidange, d'épaisseurs de couches de substrat, de propriétés du substrat, de méthodes de dimensionnement, de choix des végétaux et de maintenance.

Des études *in situ* ont démontré la capacité de ces deux types de systèmes à réduire les flux polluants. Pour les systèmes de filtration à la surface, l'efficacité à retenir des polluants est essentiellement limitée à la rétention des particules. De plus, les particules grossières sont plus facilement retenues que les particules fines, responsables de la majorité du flux des ETM et des HAP. En cas de pluie de forte intensité, les particules retenues peuvent être remises en suspension. Ainsi, la réduction des volumes d'eau est responsable pour une grande partie de la réduction de flux apporté par ces systèmes. Ces ouvrages étant conçus comme des systèmes de surface, les eaux infiltrées sont considérées comme sortant du système et donc le devenir des polluants associés n'est pas pris en compte.

Les ouvrages de biorétention sont plus efficaces pour réduire les concentrations et atteindre un objectif de concentration (NQE) en polluants à la sortie. Lorsqu'ils sont correctement conçus, ces systèmes réduisent fortement les concentrations en MES, en ETM, en micropolluants organiques hydrophobes et en pathogènes. Ces systèmes sont également conçus afin de favoriser la rétention par sorption des polluants dissous, mais peu d'études s'intéressent spécifiquement au devenir de cette fraction de polluant. L'efficacité de ces dispositifs à traiter les nutriments ou le carbone organique est plus variable. Dans ces systèmes,

les réductions en termes de flux sont généralement plus élevées que les réductions en concentration. Cependant, lorsque les réductions en concentration sont élevées, les deux valeurs peuvent être proches.

Dans ces deux types de dispositifs, les polluants peuvent s'accumuler. Les polluants ont tendance à se concentrer au niveau des points d'arrivée de l'eau et dans les premiers centimètres. La pollution résultante des sols est essentiellement associée aux ETM et aux micropolluants organiques persistants, comme les HAP lourds.

On observe, cependant quelques lacunes de connaissances par rapport à ces systèmes. D'abord, relativement peu d'études ont distingué entre les phases dissoutes et particulaires de polluants lors de l'évaluation de la performance épuratoire de ces systèmes. De plus, le comportement de micropolluants organiques dans ces systèmes a été peu caractérisé. Bien que quelques études ont considéré la rétention des hydrocarbures, des HAP et d'autres micropolluants hydrophobes, certains micropolluants typiques des eaux de ruissellement de voirie, tels que le bisphénol-A, les alkylphénols et les phtalates, n'ont jamais été étudiés dans ces types de systèmes. Enfin, le devenir de micropolluants organiques dans les ouvrages de biofiltration a été caractérisé seulement pour les HAP et a rarement été étudié dans un contexte de terrain. Le travail de suivi *in situ* présenté ci-après s'attache à contribuer aux connaissances scientifiques par rapport à ces aspects.

Partie II: Développement méthodologique du suivi *in situ*

Dans cette partie, nous présentons le développement méthodologique réalisé afin d'évaluer l'efficacité épuratoire d'un ouvrage de biofiltration des eaux de ruissellement de voirie vis-à-vis des micropolluants. Dans le **Chapitre 3**, nous présentons le site d'étude, les objectifs initiaux du suivi, les travaux de caractérisation du fonctionnement de l'ouvrage de biofiltration initialement conçu pour le suivi et la prise en compte de ces résultats dans la conception d'un nouveau dispositif expérimental pour le suivi des micropolluants dans un ouvrage de biorétention. Le **Chapitre 4** présente le nouveau dispositif expérimental, ainsi que les protocoles associés au suivi mis en œuvre pour atteindre les objectifs finaux de l'étude.

Chapitre 3: Maturation des objectifs et de l'approche méthodologique pour le suivi *in situ*

Les objectifs du suivi *in situ* du site expérimental de biofiltration des eaux de ruissellement de voirie étaient d'évaluer son efficacité à retenir les micropolluants, et d'étudier le devenir de ces micropolluants dans l'ouvrage suite à leur rétention. La première étape de ce suivi était de caractériser le fonctionnement du système afin de bien sélectionner les points d'échantillonnage de l'eau permettant à suivre la rétention et des micropolluants dans le système. Ce chapitre a pour objectif d'explorer l'enchaînement de réflexions menant à la définition finale de la méthodologie du suivi.

3.1. Présentation du site d'étude et des objectifs de suivi initiaux

3.1.1. Présentation du site

Le site d'étude initialement retenu est un dispositif de biofiltration en bordure d'une route départementale. Ce système de traitement, composé d'un accotement végétalisé (qui correspond de fait à une bande enherbée), suivi d'un fossé filtrant et infiltrant (concept similaire à celui d'une *biofiltration swale*, mais avec une géométrie de fossé, c'est à dire moins large et plus profond) de traitement a été conçu par le maître d'ouvrage de cette voirie, le Conseil Départemental de Seine-et-Marne (CD 77). Ce site fait également l'objet d'une expérimentation du CD 77 qui souhaite avoir un retour d'expériences sur ces ouvrages pour envisager la mise en œuvre de dispositifs similaires lors des aménagements ou réaménagements futurs de voirie.

3.1.1.1. Situation générale

Le site d'étude est situé à Compans dans le département de Seine et Marne, en bordure de la zone industrielle de Mitry-Compans (Figure 16). Cette zone industrielle abrite plusieurs établissements industriels dont sept classés SEVESO, avec des activités de stockage et conditionnement de gaz, de dépôt et distribution d'hydrocarbures, de fabrication de polymères et de traitement de déchets dangereux (Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2018). Cette activité industrielle constitue une source potentielle de pollution par retombées atmosphériques du site d'étude. De plus, localisé à proximité de l'aéroport Charles de Gaulle, le site subit également une pollution due au trafic aérien.

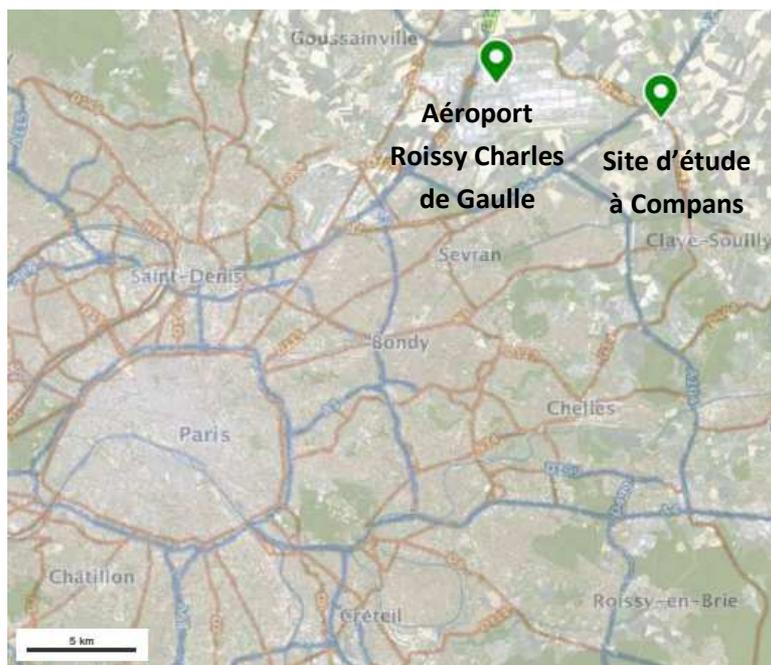


Figure 16 : Situation du site d'étude

3.1.1.2. Bassin versant étudié

Les ouvrages de biofiltration initialement aménagés à Compans récupèrent les eaux de ruissellement de la Route Départementale 212 (RD 212). Cette route comporte quatre voies avec une circulation journalière importante de 11 000 véhicules par jour et par sens de circulation, dont une partie importante de poids lourds. Elle a fait l'objet d'un réaménagement, achevé en 2012 par le Conseil Départemental 77. La zone étudiée est présentée sur la Figure 17.

Le bassin versant de l'ouvrage concerne un sens de circulation (du nord-ouest au sud-est), soit deux voies. Lors d'un événement pluvieux, la pente transversale de la route mène les eaux de ruissellement vers l'accotement. Les eaux ne sont pas canalisées en bordure de route mais rejoignent directement par ruissellement superficiel la première partie du dispositif de traitement – l'accotement végétalisé. L'eau ruisselle à travers cet accotement d'une largeur d'environ 2 m, vers des fossés filtrants et infiltrants. Les fossés sont divisés en biefs d'environ 50 m par des redans en béton. Les bassins versants alimentant chaque bief ont été individualisés; chacun couvre une surface d'un peu plus de 500 m² (biefs 1, 2 et 3, figure 15).

Une autre section de la RD 212, une centaine de mètres plus loin dans le même sens de circulation (vers le sud-est), constitue un bassin versant de référence (Figure 17), permettant de s'intéresser aux eaux de ruissellement non-traitées (eaux brutes). Il est supposé, en l'absence de bretelle d'entrée/sortie, que la circulation est identique et le niveau de pollution similaire entre les différents bassins versants et biefs étudiés. Sur ce bief, l'eau ruisselle transversalement à la route, puis est canalisée par une bordure en béton et collectée en point bas par une grille reliée au regard dédié aux eaux brutes. Le bassin versant de cette section couvre une surface d'environ 945 m².

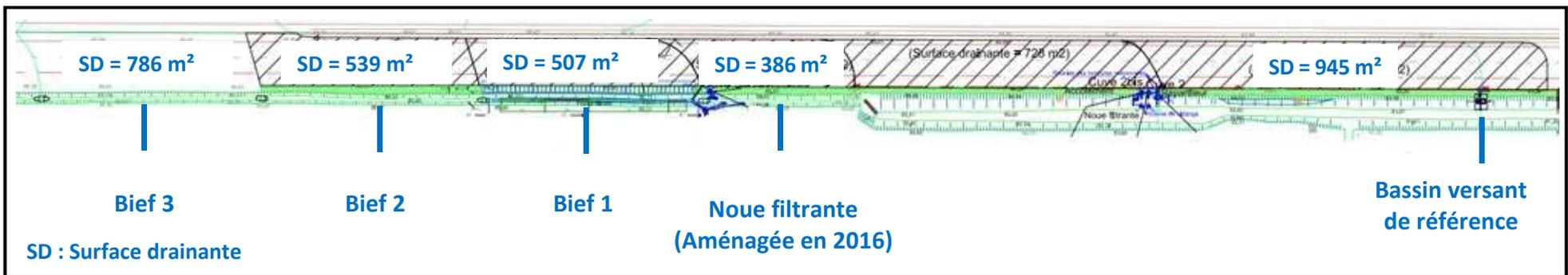


Figure 17 : Implantation des biefs de biofiltration initialement étudiés, la noue filtrante aménagée en 2016 et le regard des eaux brutes ; schéma adapté de (CD 77, 2016a)

3.1.1.3. Ouvrages de biofiltration initialement en place

Le système de biofiltration dont le suivi était initialement prévu est constitué d'une combinaison en série d'un accotement végétalisé et d'un fossé filtrant/infiltrant (Figure 18). Ce système a été mis en œuvre en 2012 lors du réaménagement de cette portion de la RD 212. Il est inspiré du concept de filtre planté de roseaux, transposé au cas du dispositif routier classique d'accotement/fossé, mais a été conçu de façon empirique par le CD 77. Les dimensions des couches filtrantes ont été choisies selon l'épaisseur de terre végétale typiquement prévue pour les accotements en bordure de route (CD 77, 2016a). Les matériaux utilisés sont ceux classiquement utilisés en construction routière. En effet, le CD 77 gère un linéaire de routier très important et doit avoir de système de conception très simples, rustiques (nécessitant peu de maintenance) et peu coûteux, pouvant être mis en œuvre par des entreprises de bâtiment et travaux publics.

Selon la conception de l'ouvrage, il est prévu que l'accotement végétalisé (bande enherbée), favorise la décantation et l'infiltration partielle de l'eau ruisselant avant qu'elle atteigne le fossé filtrant et infiltrant. Le fossé est divisé en biefs de 50 m séparés par des redans d'une hauteur de 0.5 m. Ces redans sont mis en place afin de pouvoir isoler la pollution en cas d'un accident routier et favoriser l'infiltration des eaux par la mise en charge du fossé.

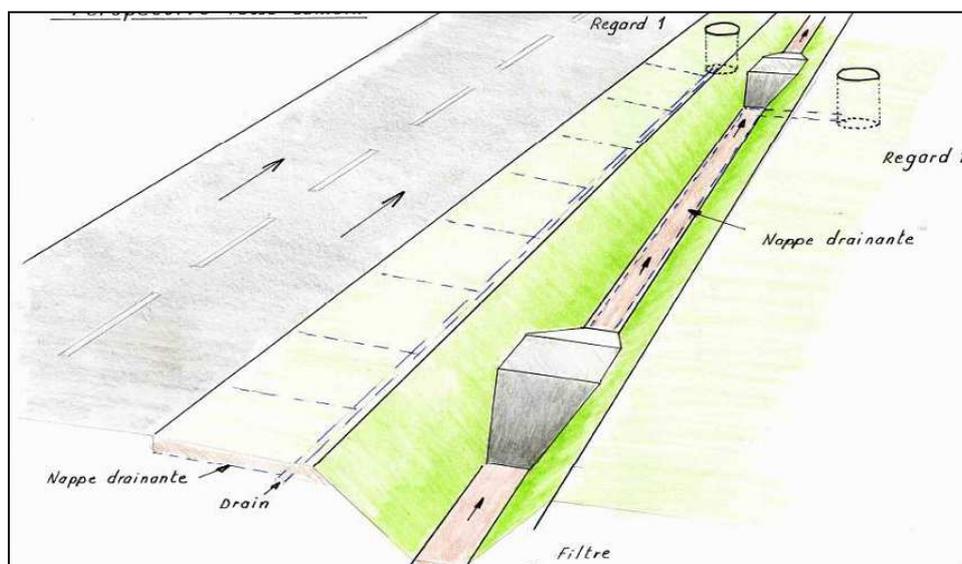


Figure 18 : Illustration du bief drainé du dispositif à Compans (Thomas, 2012)

L'objectif initial du suivi de ce système, était d'évaluer la qualité de l'eau en entrée et en sortie des ouvrages au niveau de trois biefs. Chaque bief correspond à l'utilisation de substrats différents et à des conditions de drainage différentes. Ces biefs ont été mis en œuvre par le CD 77. Le Bief 1 (), également suivi dans le cadre de l'expérimentation menée en interne par le CD 77 (CD 77, 2016a), comporte une couche de substrat filtrant au niveau de l'accotement et du fossé. L'accotement et le fossé sont drainés afin de pouvoir collecter les percolats. Le Bief 2 (Figure 20) n'est pas drainé mais comprend une couche de substrat filtrant au niveau du fossé. L'accotement est composé d'une terre végétale typique de Seine-et-Marne. Le Bief 3 (Figure 21) correspond à un ensemble accotement/fossé classique. Il n'est pas drainé et ne comporte pas de substrat filtrant. L'accotement est identique à celui du Bief 2 ; le sol du fossé correspond au sol initial du site.

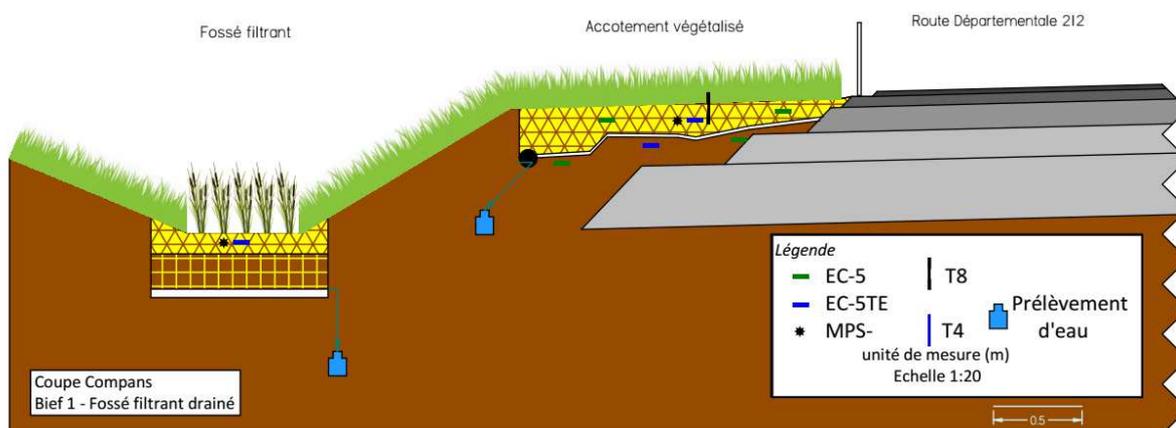


Figure 19 : Schéma du Bief 1 à Compans

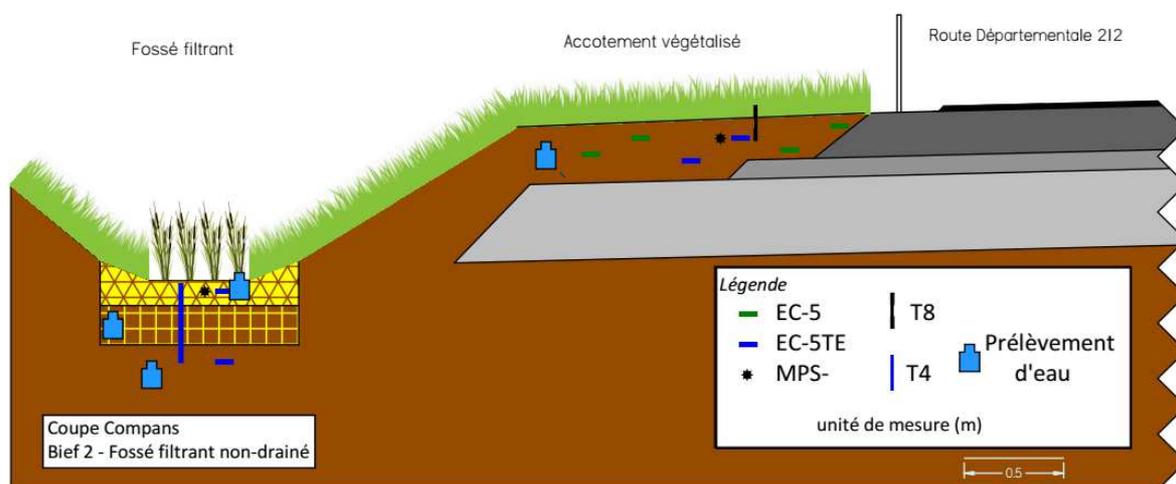


Figure 20 : Schéma du Bief 2 à Compans

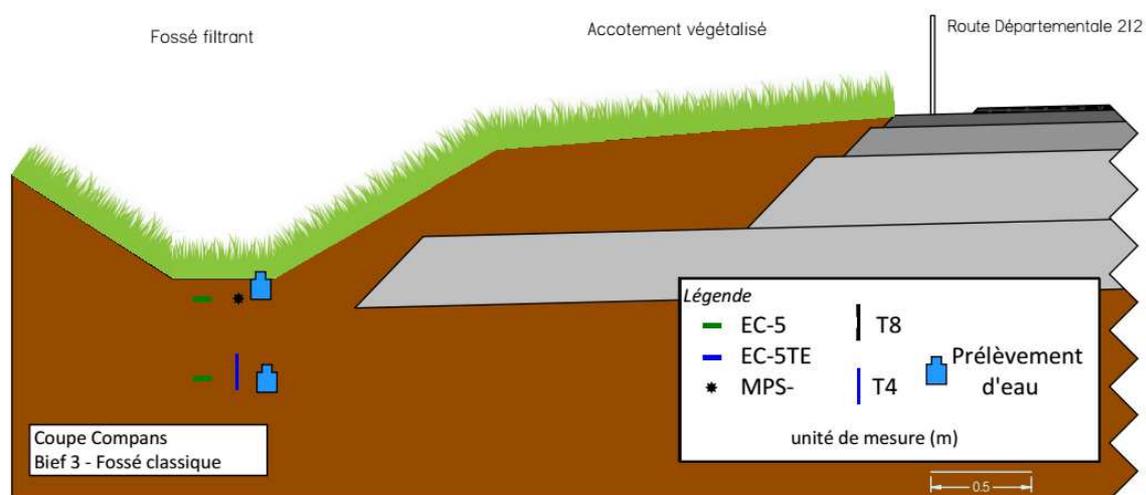


Figure 21 : Schéma du Bief 3 à Compans

Le substrat filtrant employé est un mélange de 40% volumique de terre végétale et 60% de sable calcaire (originaire d'une carrière du Boulonnais). Il est caractérisé par une texture sablo-limoneuse et une conductivité hydraulique d'environ $6.6.10^{-6}$ m/s. Ce substrat permettait d'obtenir une perméabilité plus élevée que celle des sols initiaux du site, d'utiliser des matériaux disponibles localement ou d'usage courant en construction routière. Il n'y a pas eu de réflexion particulière par rapport à ses capacités à retenir les polluants (CD 77, 2016a).

3.1.1.3.1. Les accotements végétalisés

Le fonctionnement prévu de l'accotement végétalisé ainsi que les différences entre les accotements des différents biefs sont présentés ci-après.

L'accotement végétalisé joue le rôle d'une bande enherbée, un système de biofiltraton conçu pour améliorer la qualité de l'eau lors de son ruissellement à la surface (cf. Chapitre 2). La conception prévoit que l'eau de ruissellement du bassin versant de la route arrive directement sur l'accotement ; la présence d'une végétation dense ralentit son écoulement, encourageant la décantation des particules et l'infiltration de l'eau dans le sol. Les polluants particuliers peuvent aussi être retenus par une filtration à travers les brins d'herbe dans l'ouvrage. Le choix des plantes mises en œuvre sur les accotements varie entre les différents biefs.

L'accotement végétalisé est large de 1.8 à 2 m avec une pente, entre la route et le fossé, variant entre 3.5 et 7.5% (pente théorique de construction = 5%) pour l'ensemble des biefs.

Lors de la réalisation du système de gestion des eaux de la terre végétale typique (un limon argileux avec une conductivité hydraulique d'environ $3.8.10^{-6}$ m/s) a été utilisée pour recouvrir la structure de la chaussée et construire les accotements. Au niveau du bief 1, une couche d'environ 0.2m de cette terre a été enlevée pour la mise en place d'une couche de substrat filtrant et d'un système de drainage (Figure 3). Le drainage consiste en une nappe drainante (modèle Drintube FT de la marque Afitex) munie de petits tubes percés, placés tous les mètres perpendiculairement à la route et qui drainent l'eau vers un collecteur longitudinal (parallèle à la route) qui se vide dans une cuve de 1 m³ à l'aval du bief. La nappe drainante n'est pas étanche à sa base. Le substrat filtrant recouvre la nappe drainante.

Au niveau des biefs 2 et 3, aucun drainage n'a été installé et la terre végétale n'a pas été remplacée (figures 4 et 5).

Les accotements des biefs 1 et 2 ont étéensemencés avec une association végétale composée à 80% en masse d'un mélange *dactylus glomerata*, *carex s.* et *festuca sp* et à 20% d'un mélange *achilea millefoliu*, *matricaria perfora*, *cerastium fontanum*, *silene latifolia*, *trifolium dubium*, *vicia sativa*, *mentha graveolens*. Ces plantes indigènes à la Seine et Marne ont été sélectionnées dans l'objectif de favoriser les processus de phytoremédiation. Selon une étude menée par le CD 77, les plantes présentes sur l'accotement ont évolué et comprennent à présent de nombreuses autres espèces.

L'accotement du bief 3 n'a pas étéensemencé avec des plantes particulières. La végétation locale s'est installée de manière spontanée.

3.1.1.3.2. Fossés filtrants et infiltrants

Selon le principe de fonctionnement du système, à l'aval de l'ouvrage de prétraitement constitué par l'accotement végétalisé, l'eau de ruissellement arrive au fossé où elle est filtrée (cas des biefs 1 et 2) et ensuite infiltrée dans le sol naturel.

Le sol originel des fossés de biefs 1 et 2 a été remplacé par un massif filtrant composé de haut en bas par 0.2 m du même substrat filtrant, d'un géotextile puis d'une couche de 0.2 m de gravier (Figures 3 et 4). Le sol naturel sous-jacent est l'argileux caractérisé par une conductivité hydraulique d'environ $1.4 \cdot 10^{-8}$ m/s. Le fond de ces fossés a une largeur d'environ 0.7 m.

Lors de la conception de l'ouvrage, une attention particulière a été apportée au choix des plantes dans le fossé afin d'optimiser les processus de dépollution dans le substrat filtrant. Les biefs 1 et 2 du fossé ont été plantés avec les plantes suivantes : phragmites australis, carex acutiformis, carex gracilis, carex raparia, typha latifolia, phalaris arundinacea et glyceria maxima. Ces plantes ne se développent pas de façon optimale, à priori du fait d'un manque d'eau et de lumière.

Ce fossé filtrant/infiltrant végétalisé s'apparente aux ouvrages de biorétention de la littérature scientifique internationale. Cependant, il est important de retenir que le rapprochement entre ce système et les ouvrages de biorétention est approximatif et a été fait à *posteriori*.

Au niveau du bief 1 (figure 3), une nappe drainante (modèle DRAINTUBE FT de la marque Afitex) munie de 2 petits tubes de drainage a été installée longitudinalement sous la couche de gravier. Les deux drains se déversent à l'aval dans une cuve de 1 m³ en aval du bief. Ce drain a été installé dans un objectif expérimental, afin de faciliter la collecte et l'analyse des eaux filtrées. Le fossé du bief 2 (figure 4) présente la même structure filtrante que celui du bief 1 mais n'est pas drainé.

Au niveau du bief 3, le fossé est de type « classique », aucun massif filtrant n'a été mis en œuvre – le sol originel reste en place (Figure 5). Le fond du fossé a une largeur d'environ 0.5m. Il n'a pas étéensemencé avec des plantes particulières ; la végétation locale s'est installée de manière naturelle. Ce bief n'est pas drainé.

3.1.2. Méthodologie de suivi expérimental initialement envisagée

Le suivi expérimental de ce site avait initialement pour objectif de comparer la capacité de ces différentes configurations d'ouvrage à réduire le flux polluant issu de la route, à l'échelle de l'événement pluvieux et pour un grand nombre de polluants caractéristiques des eaux de ruissellement de voirie : les matières en suspension, le carbone organique, différentes formes d'azote et de phosphore, des éléments majeurs, des éléments traces métalliques (ETM), les hydrocarbures totaux, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des alkylphénols, le bisphénol-A (BPA) et des phtalates (cf. Tableau 1 pour la liste complète d'espèces suivies).

Pour ce faire, l'ensemble des flux sortant de chaque bief devait être caractérisé à l'échelle de l'événement pluvieux. La mesure du flux à l'échelle d'un événement pluvieux nécessite une caractérisation de la concentration moyenne événementielle et une mesure ou une estimation du volume associé à cette concentration. Le Tableau 26 présente les mesures initialement

prévues afin de caractériser ces différents flux. Les points de prélèvement d'eau envisagés et les capteurs hydrologiques sont également visibles dans la Figure 19 à la Figure 21.

Section	Mesures de concentration	Mesures ou estimations de volume
Eaux brutes	•Eaux de ruissellement non-traitées	Auget basculant au niveau du regard eaux brutes
Bief 1	•Eaux drainées sous l'accotement •Eaux drainées sous le fossé	Auget basculant en sortie de chaque drain
Bief 2	•Eaux interstitielles sous l'accotement •Eaux de ruissellement superficiel sortant de l'accotement •Eaux drainées par la couche filtrante du fossé •Eaux interstitielles dans le sol naturel sous le fossé	Estimation des flux d'eau avec un modèle hydrologique, calibré avec des capteurs de potentiel matriciel et/ou de teneur en eau
Bief 3	•Eaux interstitielles dans le sol naturel sous le fossé à deux profondeurs	Estimation des flux d'eau avec un modèle hydrologique, calibré avec des capteurs de potentiel matriciel et/ou de teneur en eau

Tableau 26 : Mesures initialement prévues pour caractériser les flux d'eau à Compans

Outre la caractérisation des flux d'eau et de polluants au niveau de l'événement pluvieux, l'établissement d'un bilan de masse au niveau de chaque bief était envisagé. Afin de caractériser en continu la qualité des eaux arrivant dans les dispositifs de traitement, le regard d'eau brute a été équipé d'un capteur de turbidité et de conductivité. Un échantillonnage du sol des ouvrages était prévu au début et en fin de la période de suivi afin de caractériser la masse de chaque polluant cumulée.

3.2. Caractérisation du fonctionnement réel du site d'étude

Le système de traitement à Compans est alimenté par un flux diffus d'eau depuis la route. Selon la conception de l'ouvrage, cette eau doit s'écouler à la surface de l'accotement végétalisé (bande enherbée) avant d'arriver dans le fossé filtrant où elle s'infiltré dans le sol ou dans le substrat filtrant (ouvrage de biofiltration). Bien que la perte d'une partie de l'eau au niveau de l'accotement était envisagée, le fossé filtrant constituait le dispositif de traitement principal du ruissellement. Les points de prélèvement initialement envisagés, présentés ci-avant, reflètent cette compréhension du système.

Cependant, certaines observations nous ont amenés à considérer la possibilité que peu d'eau arrivait jusqu'au fossé pour les pluies courantes, la plupart étant traitée au niveau de l'accotement :

- Malgré la présence des redans devant retenir l'eau en surface des fossés avant son infiltration, une seule observation révèle la présence d'eau stagnante en surface sur ce site depuis sa mise en œuvre ;
- aucun débit n'avait été enregistré dans le drain du fossé du bief 1 depuis sa mise en place en octobre 2013;
- les plantes adaptées aux milieux humides plantées au fond des fossés des biefs 1 et 2 ne se sont pas développées de façon optimale, certaines espèces ont même complètement disparu, ce qui pourrait être l'indication d'un manque d'eau.

Puisque les flux d'eau entre la route et le fossé se font par ruissellement diffus, il est difficile de les mesurer directement et de façon fiable. Ainsi, nous avons eu recours à des méthodes indirectes, décrites dans les deux articles scientifiques suivants.

- Article 2: *Evaluation of the relative roles of a vegetative filter strip and a biofiltration swale in a treatment train for road runoff*. K. Flanagan, P. Branchu, D. Ramier, M.C. Gromaire. *Water Science and Technology*. 2017, 75(3-4) : 987-997.
- Article 3: *Caractérisation du fonctionnement d'un ouvrage de gestion à la source du ruissellement de voirie: approche par modélisation hydrologique et par cartographie de la contamination du sol*. K. Flanagan, D. Tedoldi, P. Branchu, M.-C. Gromaire. *La Houille Blanche*. 2017, 3: 5-14.

L' article 2 présente une approche par modélisation hydrologique simple, mise en œuvre avec le logiciel SWMM de l'US EPA. L'article 3 couple ce travail de modélisation à un travail expérimental de caractérisation de la contamination du sol, explorant les limites et les apports de chaque approche et leur complémentarité.

3.2.1. Evaluation des rôles relatifs d'une bande enherbée et d'un fossé filtrant dans un système de traitement des eaux de ruissellement de voirie

Evaluation of the relative roles of a vegetative filter strip and a biofiltration swale in a treatment train for road runoff

(Water Science & Technology – 2017 – 75(4), 987-997)

DOI : 10.2166/wst.2016.578

Kelsey Flanagan¹, Philippe Branchu², David Ramier², Marie-Christine Gromaire¹

¹LEESU, UMR MA 102, École des Ponts, AgroParisTech, UPEC, UPE, Champs-sur-Marne, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2, France. kelsey.flanagan@enpc.fr

²CEREMA Direction territoriale Ile-de-France, 12 Rue Léon Teisserenc de Bort, 78190 Trappes, France.

Résumé :

Afin de déterminer l'importance relative d'une bande enherbée dans un ouvrage combiné bande enherbée - fossé de biofiltration de traitement des eaux de ruissellement de voirie, le ruissellement et l'infiltration au niveau de la bande enherbée ont été modélisés avec US EPA SWMM. Le modèle consiste en une série de sous-bassins versants représentant la route, la bande enherbée et le talus du fossé. Des simulations ont été menées pour différents scénarios de pluies représentant une variété de conditions climatiques et en menant une analyse de sensibilité sur les différents paramètres du modèle (nature du sol, humidité initiale, rugosité, géométrie...). Cet exercice a montré que pour le système étudié, la grande majorité de l'eau est gérée par la bande enherbée et non pas par le fossé de biofiltration dans lequel peu d'eau arrive, notamment quand l'intensité de la pluie est faible. De plus, il a été observé que la combinaison de l'infiltration de l'eau de voirie sur la bande enherbée et de l'apport en précipitation directe sur l'ouvrage conduit à une dilution significative et variable de l'eau atteignant le fossé. Ces résultats ont des implications importantes pour l'évaluation de l'efficacité épuratoire du système.

Abstract:

In order to determine the relative importance of a vegetative filter strip and a biofiltration swale in a treatment train for road runoff, US EPA SWMM was used to model infiltration and runoff from the filter strip. The model consisted of a series of subcatchments representing the road, the filter strip and the side slopes of the swale. Simulations were carried out for different rain scenarios representing a variety of climatic conditions. In addition, a sensitivity analysis was conducted for the model's different parameters (soil characteristics and initial humidity, roughness, geometry...). This exercise showed that for the system studied, the majority of road

runoff is treated by the filter strip rather than the biofiltration swale, an effect observed especially during periods of low-intensity rainfall. Additionally, it was observed that the combination of infiltration of road runoff in the filter strip and direct rainfall on the system leads to a significant and variable dilution of the runoff reaching the swale. This result has important implications for evaluating the treatment efficiency of the system.

Mots clés : Techniques alternatives, infiltration, modélisation, eaux de ruissellement de voirie, bande enherbée

Keywords : Sustainable drainage systems, infiltration, modeling, road runoff, treatment train, filter strip

3.2.1.1. Introduction

New urban water management paradigms such as low impact development (LID), sustainable drainage systems (SuDS) and water sensitive urban design (WSUD) recommend managing stormwater close to the source through on-site integrated control measures encouraging infiltration and evapotranspiration, thereby maintaining the hydrologic behavior of a site close to its natural state (Fletcher et al., 2014). These techniques contribute to water security by managing the flooding risk while maintaining or restoring base flows in streams (Hamel et al., 2013) and groundwater recharge (Stephens et al., 2012). They also contribute to water quality preservation by reducing the discharge of pollutant loads to water bodies for the chronic, nonpoint source pollution associated with urban stormwater (Sage et al., 2015) and, in the case of roadways, by confining pollution potentially generated by automobile accidents.

The chronic contamination of road runoff by such pollutants as suspended solids, metals, nutrients, organic carbon and oil and grease has long been a concern within the water quality community (Kayhanian et al., 2012). Recent research has also revealed the presence of organic micropollutants in this type of water (Kalmykova et al., 2013), as well as a certain toxicity toward aquatic organisms (Dorchin and Shanas, 2010).

In France, road constructors are required to demonstrate that pollution generated by new or renovated infrastructures will not degrade the quality of water resources. The current national design guide suggests grassed ditches or swales as a strategy for particle retention (Cavaillès et al., 2007). While sedimentation and filtration as water moves through dense vegetation have been shown to improve water quality in traditional grassed swales (Stagge et al., 2012; Winston et al., 2012), some studies have shown this effect to be unreliable, varying greatly between storm events (Bäckström et al., 2006).

In order to improve particle retention and depollution while imitating predevelopment hydrology, an emerging technique currently being studied for particularly polluted sites is that of a swale with check dams and a planted filter medium, where treatment relies on filtration occurring as water infiltrates into the bottom of the swale. This LID technique is already widely applied in the international context and corresponds to a linear bioretention system (Roy-Poirier et al., 2010) or what B. Hatt et al. (2009) refer to as a biofiltration swale.

Because of the presence of the base layers of the road structure as well as safety concerns, these ditches cannot be located in immediate proximity to the road surface. Instead, the base of the

road structure is often covered with planted topsoil, forming a vegetated road shoulder over which road runoff flows before continuing on to other treatment devices, such as a biofiltration swale. In this case, the shoulder acts as a vegetative filter strip, pretreating water before it reaches subsequent treatment systems. Internationally, in order to prevent clogging in biofiltration systems, many design guides recommend pretreating road runoff with a vegetative filter strip (CIRIA, 2015; B. Hatt et al., 2009). Like grassed swales, vegetative filter strips (VFS) remove particulate pollutants through sedimentation and filtration and have been shown to effectively remove suspended solids and metals, while infiltration in the strip's soil will result in a reduction in runoff volume (Barrett et al., 1998; Li et al., 2008).

In France, however, practitioners rarely consider vegetated shoulders to play a role in water treatment and they are not included in the current national guide for road pollution management (Cavaillès et al., 2007). Neither are they included in the guide for the hydraulic design of road runoff management structures (Gaillard et al., 2006). Their role is generally not taken into account in treatment system design and the extent of infiltration in this part of the system as well as its role in pollutant flux management is poorly understood.

Overly simplistic representations of VFS, generally as surface flow devices with no infiltration accounted for, can also be found in various international design manuals. Akan and Attabay (2016) cite state design manuals from Iowa, Washington, New Jersey and Pennsylvania which base VFS sizing only on surface flow considerations. The United Kingdom SuDS manual specifies ranges of acceptable slopes and filter widths, maximal impermeable area width, and maximal flow depth and velocity but does not take into account the hydraulic conductivity of soil (CIRIA, 2015). Similarly, a guide from New Zealand recommends a hydraulic residence time calculated using sheet flow velocity and filter width in order to encourage pollutant removal, while qualitatively mentioning that permeable soils will increase system efficiency (Auckland Regional Council, 2003). Indeed, neglecting the extent of infiltration in a VFS when sizing devices is a conservative approach, which will tend to overestimate system runoff and underestimate pollutant removal. However, it may also lead to a conception of the system which exaggerates the importance of downstream devices in managing pollutant and hydraulic loads, leading to a suboptimal overall design and possible maintenance issues.

Several mathematical models of vegetative filter strips can be found in the scientific literature (Akan, 2014; Deletic, 2001; Muñoz-Carpena et al., 1999). While they vary in their representation of sediment transport, these models all represent system hydrology using a kinematic wave formulation for overland flow and Green-and-Ampt model of infiltration. These modeling studies have also all focused on modeling runoff from VFS at an event scale for either real events or design events.

In addition, while they have been successful in research applications, they have not been widely applied in an operational context. In order to make model results more accessible to practitioners, Akan and Attabay (2016) used such a model to create a set of dimensionless charts to be used as an aid for the hydrologic design of vegetative filter strips. While these charts may help to improve simplified design procedures by including the effect of infiltration, they are limited to a certain number of design configurations and were calculated using constant rain intensities and do not, therefore, provide information about system behavior for real rain events.

In the present study, a simplified approach of VFS modeling using US EPA SWMM is applied. This model, widely used by practitioners, is user-friendly and open source. While the model presented in this paper only represents the road surface, the vegetated road shoulder (hereafter referred to as a vegetative filter strip or VFS) and the side-slope of the biofiltration swale, SWMM is capable of representing much larger systems and the VFS model could easily be integrated into a more global model of the stormwater management infrastructure of an urban area.

Specifically, this work seeks to evaluate the role of a VFS and side-slope in managing road runoff in a treatment train, comparing the proportions of water treated by this part of the system with those treated by a downstream biofiltration swale. It further aims to identify the environmental and design parameters having the greatest influence on these proportions. The current study is unique in its attempt to simulate the hydrologic behavior of a VFS over a long period (4 years) typical of a given climate and in its consideration of the implications of this behavior on the design, evaluation and maintenance of downstream treatment devices.

3.2.1.2. Methods

3.2.1.2.1. The Compans case study

The model constructed represents an experimental site located in Compans, a community close to Charles de Gaulle Airport in the Paris region of France. The site, presented in Figure 22, consists of a four-lane roadway with a daily traffic of 11,000 vehicles in each direction and a sustainable drainage system (SuDS) designed to handle the road runoff. At the side of the road, stormwater from two traffic lanes runs off directly onto a vegetative filter strip, then down the side-slope of and into a biofiltration swale where it is retained by concrete check dams in order to ensure its infiltration into the planted filter medium, a sandy loam, beneath the swale. Because runoff is expected to be heavily polluted at this location (in addition to heavy road and air traffic, the site is located in an industrial area), pollution management is an important objective of the system. The current paper is a part of the Roulépur research project, which investigates water quality and the fate of micropollutants in the system.

Two versions of this system are being studied: one in which the soil of the vegetative filter strip and the side-slope has been replaced by the filter medium and in which both the filter strip and the swale are drained (but not lined) using a sheet drain and one in which typical topsoil (silt loam texture) is used in the vegetative filter strip and the side-slope and neither the filter strip nor the swale are drained. During the design of the system, special attention was given to the choice of both the soil and the plants in the swale in order to optimize depollution processes.

However, after three years of operation, observations indicate that less water is present in the swale than expected: the swale's drain has nearly always been dry and plants requiring humid conditions have not survived. The present modeling exercise was therefore undertaken in order to investigate the hypothesis that most runoff infiltrates into the vegetative filter strip and side-slope of the system rather than reaching the swale.

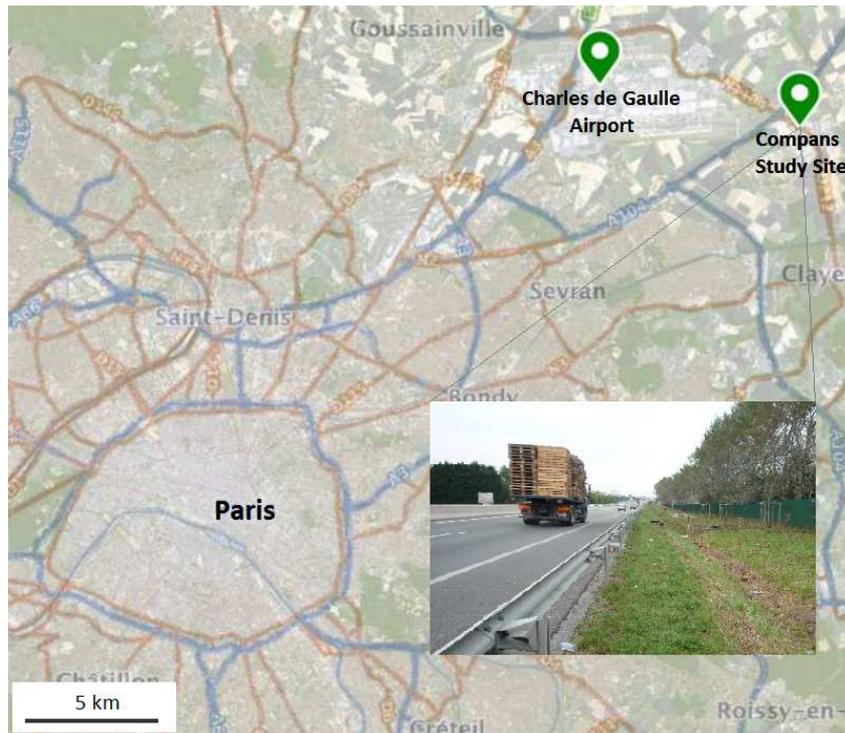


Figure 22: Location map and photograph of the Compans case study site

3.2.1.2.2. Vegetative filter strip runoff modeling

The system was modeled within US EPA SWMM 5.1 (Rossman, 2015) as a series of rectangular subcatchments representing the road, the vegetative filter strip and the side-slope of the swale as suggested by Gironás et al. (2009). The outlet of the side-slope represents the runoff reaching the biofilter of the swale. This model represents each sub-catchment as a non-linear reservoir, taking into account the basic hydrologic processes occurring in the system (rainfall, run-on, run-off, infiltration, evaporation) in a simplified manner with a limited number of parameters. A major advantage of SWMM compared to other models existing in the literature is its ability to simulate long periods with a reasonable calculation time, which is necessary to characterize the long-term functioning of the system.

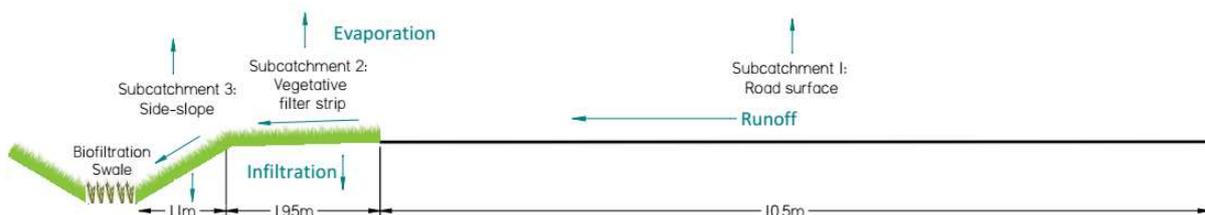


Figure 23 : Geometry of the modeled system

The geometry of the system is presented in Figure 23; each sub-catchment is considered to be 48 m wide (note that width here is defined as in SWMM input to be the direction perpendicular to flow, not as width in VFS design guides, which define it as the VFW dimension in the direction of flow), the distance between two check dams in the swale. The road is represented as an impermeable sub-catchment, while the vegetative filter strip and side-slope are considered to be permeable sub-catchments, whose characteristics are presented in Table 1. Depression storage and roughness coefficient are typical values for vegetated surfaces

(Rossman, 2015). All simulations were carried out using Green-Ampt for infiltration modeling for two types of soil (silt loam similar to the typical topsoil and sandy loam similar to the filter medium) and two initial humidity conditions (humid – water content equal to field capacity – and dry – water content equal to the lowest value measured on site, see Table 2). The model assumes a homogenous soil column of infinite depth and is unable to take into account different drainage conditions. Soil textures were measured experimentally on samples taken in January 2016, hydraulic conductivity was based on field measurements (Kanso, 2015); initial water deficits were based on continuous field soil moisture content measurements and the suction heads associated were derived from soil water-retention curves estimated from soil properties using the Rosetta module of the model Hydrus (Schaap et al., 2001). In order to have an idea of the behavior of the system for a less permeable soil, the long-term simulation was also carried out for a clay soil, for which the parameters are typical values for the soil type (Rossman, 2015).

Simulations were run using three types of rain data: constant-intensity rainfalls, individual rain events and a 4-year rainfall record. The constant-intensity rainfalls tested each have a total rainfall of 18mm and different intensities: 1, 3, 4.5, 6, 9 mm/h, corresponding to 4.0, 12.5, 18.8, 25.2, 37.9 mm/h in equivalent rainfall intensity (i_{eq} , Eq. 1.). For comparison, around 55% of rainfall in Paris occurs at an intensity of less than 3 mm/h and 75% at less than 9 mm/h (Van De Voorde, 2012). These simulations were used to examine the effect of intensity on the overall system's runoff coefficient (C_R or the total proportion of water reaching the biofiltration swale, Eq. 2) as well as the model's sensitivity to difficult-to-estimate parameters (depression storage, Manning's n, hydraulic conductivity). Sensitivity analysis was carried out by varying a single parameter across the range of possible values while fixing all other parameters at the best estimate.

$$i_{eq} = i_{rainfall} \frac{C_{R,road} \cdot S_{road} + S_{VFS} + S_{side\ slope}}{S_{VFS} + S_{side\ slope}} \quad (1)$$

where $i_{rainfall}$ is rainfall intensity, $C_{R,road}$ is the runoff coefficient for the road surface calculated by the model for a given intensity, S_{road} , S_{VFS} and $S_{side-slope}$ are the projected surface areas of the road, VFS and side-slope respectively.

$$C_R = \frac{V_{outlet,side\ slope}}{h_{rain}(S_{road} + S_{VFS} + S_{side\ slope})} \quad (2)$$

where $V_{outlet,side\ slope}$ is runoff volume exiting the side-slope of the system and entering the biofilter, h_{rain} is total rainfall, S_{road} , S_{VFS} and $S_{side\ slope}$ are the surface areas of the road, vegetative filter strip and side-slope respectively.

Data from an on-site rain gage at a 6-minute time step for four individual rain events, varying in both intensity and total rainfall, was used in order to better understand the variability in C_R . The fraction of road runoff in the biofilter (F_{RR} , eq. 3), a coefficient taking into account the dilution of the road runoff at the bottom of the biofiltration swale, was also calculated for each rain event. For its calculation, the pollutant load from direct rainfall was considered to be negligible. It was assumed that direct rainfall and runoff were well-mixed on each subcatchment, so that concentrations in infiltration and in subcatchment runoff were equal to each other.

$$F_{RR} = \frac{V_{runoff,road}}{V_{runoff,road}+h_{rain}(S_{VFS})} \cdot \frac{V_{runoff,VFS}}{V_{runoff,VFS}+h_{rain}(S_{side\ slope})} \cdot \frac{V_{runoff,side\ slope}}{V_{runoff,side\ slope}+h_{rain}(S_{biofilter})} \quad (3)$$

where $V_{runoff,road}$, $V_{runoff,VFS}$, and $V_{runoff, side\ slope}$ are volumes running off of the road, vegetative filter strip and side-slope respectively, h_{rain} is total rainfall over the event, and S_{VFS} , $S_{side\ slope}$ and $S_{biofilter}$ are surface areas of the vegetative filter strip, side-slope and biofilter respectively.

Subcatchment	Road	Vegetated Filter Strip	Side-slope
Slope (%)	2	5 (1-10)	66
Length (m)	10.5	1.95 (0.5-3.5)	1.10 (0-1.5)
Depression Storage (mm)	1	5 (1 - 15)	5 (1 - 15)
Roughness coefficient	0.011	0.15 (0.1-0.63)	0.15 (0.1-0.63)

Tableau 27 : VFS and side-slope model parameters

Soil type		Silt loam (native soil)	Sandy loam (filter medium)	Clay
Hydraulic conductivity (mm/h)		13.8 (1 - 36)	23.8 (10-28)	0.254
Suction head (mm)	Humid	91.1	56.3	316.2
	Dry	93.7	56.5	316.2
Initial water deficit (%)	Humid	17	17	7.5
	Dry	33	29	27.5

Tableau 28 : Green-Ampt parameters for soils

Values in italic are best estimates for the site; those in parentheses represent the range used for sensitivity analysis.

Finally, a four-year-long, 5-minute time-step rain record (June 2008-May 2012) from the Paris region was used to evaluate the volumes of water treated by each part of the system over a long period. A corresponding daily evapotranspiration record for the same period was used for evaporation modeling. This record was also used to evaluate the effect that design parameters (filter width, soil type) might have on the overall water balance.

3.2.1.3. Results

3.2.1.3.1. Constant-Intensity Simulations

Constant-intensity simulations revealed that the runoff coefficient for the road + vegetative filter strip + side-slope system is extremely dependent on both rainfall intensity and the hydraulic conductivity of soil (Figure 24). Indeed, for the silt loam soil, the range of hydraulic conductivity values measured in the field is so wide (between 1-36 mm/h) that for a constant intensity of 9 mm/h, runoff coefficient estimations range from 0 to 0.76. We observe that runoff only occurs when equivalent rainfall intensity (i_{eq}) is superior to the hydraulic conductivity (K_s) of the soil. It can also be noticed that a slightly higher i_{eq} is necessary to achieve a non-zero runoff coefficient for the silt loam than the sandy loam. This is because the silt loam's greater suction head leads to a higher infiltration rate in the Green-Ampt calculation. Results for a lower initial humidity also show a smaller C_R for the same rainfall intensity and hydraulic conductivity combination due to greater infiltration rates.

In terms of system design, these results indicate that soil type and compaction, as well as the ratio of the surface area of a vegetative filter strip to that of the impermeable, runoff-generating area will strongly affect the proportion of runoff infiltrated in a VFS. In addition, the importance of rainfall intensity means that the system's runoff behavior also depends on the precipitation patterns of the location where it is installed. In a climate like that of Paris, characterized by frequent but generally low-intensity rainfall, one would expect less runoff than in a climate with more intense rain events.

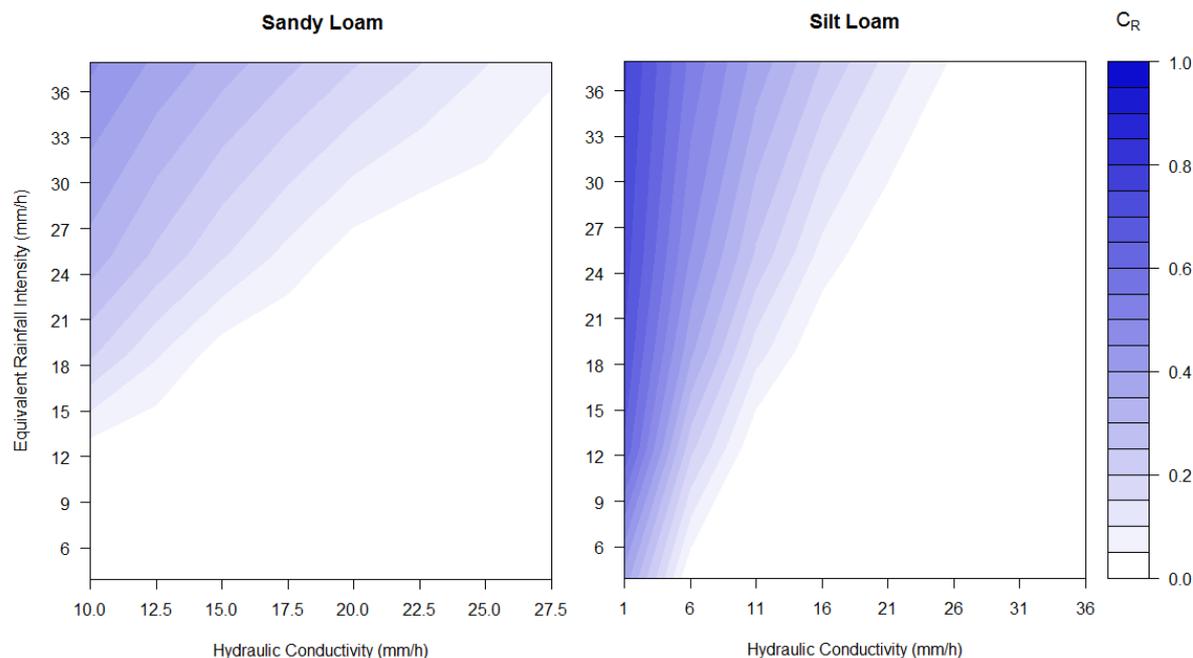


Figure 24 : Runoff coefficient in terms of hydraulic conductivity and equivalent rainfall intensity for (a) sandy loam and (b) silt loam

Depression storage is a somewhat sensitive parameter, which may lead to a difference in runoff volume from the system of up to 15% of total rainfall volume across the range of possible values (Tableau 29). In the model, depression storage begins to fill up only when i_{eq} exceeds the infiltration rate. Once the depression storage is filled, the excess volume will run off at a velocity determined by Manning’s equation, which depends on both the roughness coefficient and the slope. The runoff coefficient is shown to be insensitive to both of these parameters, as they effectively do not play a role in runoff production but only in the rate at which it occurs. A limitation of the US EPA SWMM runoff model is its consideration that overland flow is evenly spread over the subcatchment. In reality, at higher slopes and velocities, flow would begin to concentrate, which would limit infiltration.

		Silt loam - humid	Silt loam - dry	Sandy loam - humid	Sandy loam - dry
Depression storage	1 – 15 mm	0.20 – 0.35	0.08 - 0.23	0.04 - 0.16	0 - 0.09
Roughness coefficient	0.1 – 0.63	0.30 - 0.31	0.17 - 0.19	0.12 - 0.13	0.05 - 0.06
VFS slope	1 – 10 %	0.30 – 0.31	0.18	0.12 – 0.13	0.05 – 0.06

Tableau 29 : Range of runoff coefficients obtained in sensitivity analysis for a rainfall intensity of 9 mm/h

Despite the simplified representation of this system in SWMM, sensitivity analysis leads to the same conclusions found by more complex models. Deletic (2001) found total runoff volume to be sensitive to hydraulic conductivity, but not very sensitive to slope, roughness coefficient or surface retention. Roughness coefficient and surface retention were most sensitive in an intermediate range of hydraulic conductivity values, wherein soil was fairly permeable but not so much so that all water infiltrated before reaching the end of the strip. Muñoz-Carpena et al. (1999) explained that runoff volume is very sensitive to hydraulic conductivity and somewhat sensitive to initial water content, while the roughness coefficient mainly has an effect on the time to peak of the hydrograph rather than the runoff volume. Akan and Atabay (2016) showed runoff volume to be sensitive to the ratio of hydraulic conductivity to rainfall intensity and

somewhat sensitive to soil suction (a combination of suction head and initial water content). Slope and roughness coefficient, regrouped as a dimensionless coefficient related to Manning’s equation, were sensitive only when this coefficient was small while hydraulic conductivity and soil suction were high.

3.2.1.3.2. Individual Rain Event Simulations

Characteristics of the simulated events and principal results of these simulations are presented in Tableau 30. The peak intensity of July 21, 2014 was the highest measured on site since recording began in 2012 – one would therefore expect it to have a relatively high runoff coefficient. Although these values (0.25-0.35) are greater than those estimated for other, less intense rain events (0-0.05), even in this case the majority of road runoff is treated by the vegetative filter strip + side-slope system rather than the biofilter. For the February and December events, characteristic of typical, low-intensity winter rain events in the Paris region, the quasi-totality of runoff infiltrates before reaching the biofilter. For the April-May event, characterized by very high total rainfall and moderate peak intensity, a small fraction (0-0.05) of runoff is treated by the biofilter. The soil’s initial moisture conditions also play a role – less water runs off if the soil is initially dry. As would be expected, a VFS with sandy loam soil infiltrates more water than one with a less permeable silty loam soil. Overall, results show that the biofilter’s role varies between different types of rain events but is always minor compared to that of the vegetative filter strip + side-slope system.

Event date	Total rainfall (mm)	Duration (h)	6-minute Peak Intensity (mm/h)	Soil	Initial conditions	Runoff coefficient	Road runoff fraction in biofilter
December 17, 2014	11.2	11.5	4	Silt loam	Humid	0	0
					Dry	0	0
				Sandy loam	Humid	0	0
					Dry	0	0
July 21, 2014	14.1	8.2	56	Silt loam	Humid	0.35	0.60
					Dry	0.29	0.57
				Sandy loam	Humid	0.30	0.57
					Dry	0.25	0.54
February 22-23, 2015	12.9	9.3	6	Silt loam	Humid	0.0014	0.012
					Dry	0	0
				Sandy loam	Humid	0	0
					Dry	0	0
April 30 – May 1, 2015	28.3	29.4	16	Silt loam	Humid	0.05	0.22
					Dry	0.02	0.11
				Sandy loam	Humid	0.01	0.05
					Dry	0	0

Tableau 30 : Principal results of individual rain event simulations

F_{RR} was found to be variable, covering the range 0-0.60, meaning that even without any pollutant removal, concentrations reaching the biofilter will be at most 60% of those in road runoff and as little as 0%, the latter case occurring when all runoff has infiltrated in the vegetative filter strip + side-slope part of the system. One part of this dilution comes from the increase in volume expected from direct rainfall on the permeable parts of the system as the surface of the road represents only 74% of the total surface of the studied system. However, F_{RR} is always below 0.74 because some polluted water is lost to infiltration as it passes through the vegetative filter strip and side-slope, making the dilution of water remaining on the surface

more significant. The extent of infiltration in the pretreatment system depends on event characteristics; low-intensity rainfall and initially dry soil conditions both tend to increase the proportion of infiltration, leading to a lower F_{RR} . As a result, the biofiltration swale inlet concentration cannot be extrapolated from road runoff concentration by any trivial relationship. This must be taken into account when evaluating treatment efficiency as pollutant removal could not be distinguished from dilution if road runoff concentration is directly compared with the biofilter outlet concentration.

3.2.1.3.3. 4-year Rainfall Record Simulations

Simulating the behavior of the system over a 4-year period allows a large range of precipitation events to be taken into account. Results were again used to calculate a long-term runoff coefficient, representative of the total proportion of rainfall handled by the vegetative filter strip + side-slope system over the period. C_R was found to be 0.090-0.12 for silty loam (depending on initial soil conditions) and 0.068-0.082 for sandy loam. While data records enabling the validation of the model are not available, these results confirm field observations indicating that the ditch rarely receives runoff water, notably that standing water has only been observed in the ditch during one exceptional rain event since its construction, that plants requiring humid conditions have not survived and that non-zero flows measured in the drain beneath the ditch are exceedingly rare.

For all cases, 27% of total rainfall was evaporated directly from the road's surface, corresponding to initial losses for which no runoff is generated. For silt loam soil, the biofilter is expected to treat between 11-15% of the road runoff generated, while the other 85-89% would be treated by the vegetative filter strip + side-slope system. The swale's role is slightly less significant for sandy loam, as it will treat 8.6-10% of runoff as opposed to 89-90% treated by the vegetative filter strip + side-slope system. Therefore, a far greater proportion of the pollutant load will be managed by this part of the facility than by the biofilter. In terms of experimental design, this means that when studying the fate of pollutants, the greatest effort should be put into studying the VFS and side-slope part of the system rather than the biofilter itself.

3.2.1.4. Discussion

These results call for reflection in terms of the SuDS design. When the Compans system was planned, it was assumed that the pollutant load would mainly be handled by the biofilter, the filter strip acting only as a pretreatment, and special attention was paid when choosing its soil and plants in order to optimize pollutant retention and degradation. Less attention was given to the vegetative filter strip + side-slope part of the system. If pollution management is an objective, the retention and degradation of pollutants should be optimized in the part of the system handling the greatest load. Two solutions might allow for a more coherent design: either infiltration could be minimized on the filter strip by minimizing filter width and/or choosing and compacting a relatively impermeable soil or, as with the biofilter, properties of the filter strip could be chosen in order to optimize depollution in the soil. If the second solution is chosen, care must be taken to ensure that the infiltration of water in close proximity to the road does not pose a problem to its structure which may be situated in part beneath the filter strip.

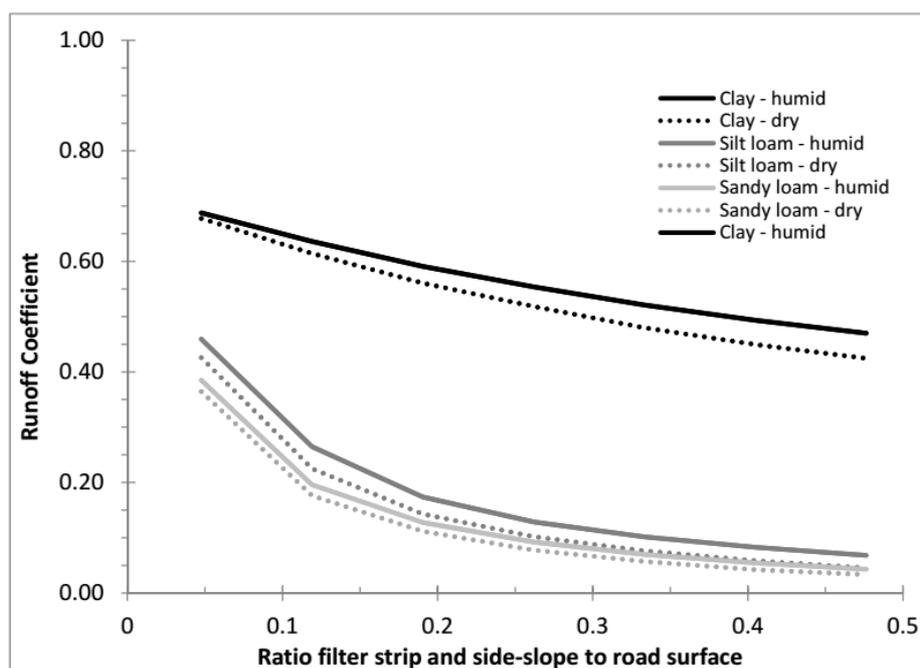


Figure 25: Evolution of runoff coefficient with the vegetative filter strip + side-slope to road surface ratio

Figure 25 shows the runoff coefficient as a function of the vegetative filter strip + side-slope versus road surface ratio for three types of soil and two humidity assumptions. These calculations were carried out by varying the width of the VFS and side-slope across the range presented in Tableau 27. One can see that even a very narrow vegetative filter strip + side-slope combination with silt loam or sandy loam soil will infiltrate a substantial proportion of runoff. This proportion is quite sensitive to the surface ratio at lower values and becomes less sensitive at higher values, presumably an effect of the probability distribution of rainfall intensity: rainfall sufficiently intense that it may cause runoff at higher ratios is rare, so a given difference in surface ratio accounts for a smaller volume. Because the clay soil has a very low permeability (0.25 mm/h) compared with that of the other soils, a greater proportion of water reaches the biofilter and the runoff coefficient is less sensitive to surface ratio. It also has a higher suction head, making the infiltration rate more sensitive to soil moisture conditions than the other soils. It should be noted that although clay would provide a low hydraulic conductivity, swelling clays should be avoided as their presence could lead to the formation of fissures and therefore preferential flows in dry conditions.

In the absence of data series allowing for the calibration and validation of the model, it is important to be aware of the sources of uncertainty within the model, associated with both the estimation of input parameters and with the model's simplifying hypotheses and limitations. The model's high sensitivity to soil hydraulic conductivity, which varies significantly between in situ measurements, makes this parameter a major source of model uncertainty. To a lesser extent, depression storage, which is estimated based on surface type and to which model results are somewhat sensitive, can also lead to model uncertainty. Although the estimation of Manning's coefficient is also quite uncertain, the insensitivity of the model to these parameters values makes it an insignificant source of uncertainty.

Another source of uncertainty in the model lies in its assumption that water is evenly spread across the surface of each sub-catchment and that all runoff from the road enters the vegetative filter strip. In reality, maintaining sheet flow in such a system is a challenge, especially in highly

polluted catchments where sediment deposits can block water inflow at some points, leading to concentrated flows at others, which would lead, overall, to less infiltration. In Compans, it has also been observed since that the soil level has risen since the construction of the system in 2012 on the silt loam part of the system. The level of the vegetative filter strip is now a few millimeters higher than the level of the road, leading to lateral flows and smaller volumes of water entering the filter strip than expected. As a system ages, even very small evolutions in topography can lead to major differences in its real behavior from the theoretical behavior represented by the model, leading to significant uncertainty. In future work, it would be useful to develop methods for testing the hypothesis of sheet flow in the field.

The US EPA SWMM Green-Ampt infiltration model also makes several simplifying hypotheses which can be a source of uncertainty. One limitation of this model is that there is no accurate mechanism for calculating evapotranspiration from the soil. Rather, after the end of a rain event, the water content will begin to decrease at a rate related to the soil's saturated hydraulic conductivity. After a few days (from complete saturation 4.2 days for the silt loam and 3.2 days for the sandy loam), soil moisture returns to its initial value, which is considered to be its minimal water content; it is therefore impossible to account for the variability of soil moisture conditions in a long-term simulation. Evaporation is only calculated for water on the soil surface. Another limitation is its assumption within a rain event of an infinite and homogenous soil column. In the case of Compans, the road's structure is present beneath a large portion of the silt loam vegetated road shoulder, which may limit infiltration during major storm events or especially wet periods. The shoulder made of sandy loam is drained at a depth of about 15 cm; infiltration will not be limited in the same way for wet periods, but the Green and Ampt model's representation of both wetting and drying differs greatly from the real system's behavior. These limitations due to the Green and Ampt model are common to other vegetative filter strip models found in the literature (Akan and Atabay 2016; Deletic 2001; Muñoz-Carpena et al. 1999). Future work should attempt to better represent both evapotranspiration and the influence of the road structure and the drain on infiltration and flow of water in the soil.

3.2.1.5. Conclusions

A model of infiltration and runoff on the vegetative filter strip + side-slope portion of a VFS and biofiltration swale treatment train located in Compans, France was created in US EPA SWMM in order to gain a better understanding of the system's hydrologic behavior.

Sensitivity analysis results show that rainfall intensity and soil hydraulic conductivity are the most sensitive factors influencing whether water is infiltrated or runs off toward the biofilter. As a consequence, systems of similar geometry located in different climates or having different soil types, may function very differently. In addition, this result underlines the importance of correctly characterizing a site's hydraulic conductivity when constructing a model; the heterogeneity of hydraulic conductivity within a given site can be an important source of uncertainty in the model. The runoff coefficient was found to be insensitive to sub-catchment slope and Manning's roughness coefficient and moderately sensitive to depression storage estimation. The vegetative filter strip + side-slope to road surface area ratio also has a significant effect on runoff coefficient; the more permeable the soil, the more sensitive results are to this factor.

Simulations of synthetic, constant-intensity rain events showed that runoff occurs only when equivalent rainfall intensity is greater than the soil's saturated hydraulic conductivity. This is because runoff will only occur once the depression storage is filled and depression storage will only begin to fill when the equivalent rainfall intensity surpasses the rate of infiltration, which will be equal to or greater than the saturated hydraulic conductivity (when the soil is unsaturated, a suction head is applied which will increase infiltration rate). The time necessary to fill the depression storage depends on the difference between equivalent rain intensity and the infiltration rate.

Simulation of four real rainfall events and a 4-year rainfall record revealed that the majority of road runoff is treated by the vegetative filter strip and side-slope of the biofiltration swale rather than the biofilter located beneath the swale. Therefore, the biofilter's pollutant removal efficiency plays a less significant role in the efficiency of the overall system than that of the vegetative filter strip and side-slope of the system. In terms of experimental design for evaluating pollutant removal efficiency, this means that it is more important to characterize treatment in the vegetative filter strip and side-slope part of the system than in the biofilter. In addition, it was found that road runoff reaching the biofilter would be strongly and variably diluted by rain falling directly on the system.

Results also have implications for SuDS design, as the system's current design, which aims to optimize pollutant retention and degradation in the biofilter but not in the vegetative filter strip + side-slope, is not coherent with its real hydraulic behavior. In reality, the system is more similar to that proposed by the Swiss Federal Road Office in which water is infiltrated and filters through the soil of an embankment slope after running off across a shoulder where infiltration is minimized (Piguet et al., 2009) than to a biofiltration swale.

This study highlights the importance of understanding the hydrologic behavior of a system before planning a water quality analysis. More generally, it shows the necessity of using a model, even a highly simplified one, to study the hydrologic behavior of a SuDS during the design process. If system hydraulic conductivity can be accurately estimated, US EPA SWMM can be a useful tool for predicting the hydrologic behavior of SuDS involving vegetative filter strips, thereby allowing water quality design to focus on the most relevant parts of the system. However, simplifications in its representation of hydrological processes (evapotranspiration, infiltration, surface flow) may lead to differences between modeled and real behavior under certain circumstances. In addition, the model represents the theoretical behavior of an idealized system – therefore, it cannot represent dysfunctions that may occur as the system ages, such as the formation of concentrated flow paths or lateral flows due to an increase in the soil level.

The authors have several recommendations for future research. First, for the better understanding of SuDS treatment train behavior, analogous models should be developed and tested for other possible combinations of SuDS devices (a swale followed by stormwater biofilter, for example). Secondly, future work can contribute to improving the present model, notably by improving the representation of water once it is in the soil, including the representation of evapotranspiration and different drainage conditions. The model's uncertainty could also be reduced by developing recommendations for estimating a global hydraulic conductivity value from a series of experimental measurements.

Further in situ experimental monitoring would also be useful to improve understanding of real system behavior. The calibration and validation of the current model require continuous measurement of flows entering and leaving the system; this type of monitoring remains a technical challenge. In addition, it has been mentioned that sheet flow, which is usually an objective of filter strip design and is an assumption of the model, may be difficult to achieve in the field. The development of experimental methods for testing whether sheet flow is actually achieved would therefore be useful both in order to verify whether systems are functioning correctly and to evaluate the pertinence of models based on this assumption.

Fin de l'article

3.2.1.6. Principales conclusions de l'article

Un modèle représentant l'infiltration et le ruissellement au niveau de l'accotement végétalisé et du talus du fossé filtrant à Compans a été construit avec le logiciel US EPA SWMM afin de mieux comprendre le fonctionnement hydrologique du système menant à l'arrivée des eaux dans le fossé.

Une analyse de sensibilité a démontré que l'intensité de la pluie et la conductivité hydraulique du sol sont les paramètres les plus sensibles vis-à-vis de la proportion d'eau infiltrée au niveau de l'accotement et du talus par rapport au fossé filtrant. Par conséquent, des systèmes de géométrie similaire peuvent fonctionner différemment en fonction du climat local et de la nature du sol sous-jacent. De plus, ce résultat souligne l'importance d'estimer correctement la conductivité hydraulique d'un site lors de la construction d'un modèle ; l'hétérogénéité de ce paramètre au sein d'un site pouvant constituer une source d'incertitude importante. Le coefficient de ruissellement n'est pas sensible à la pente des sous-bassins versants, ni au coefficient de Manning-Strickler. Il est modérément sensible à la hauteur de stockage dans les dépressions de surface. Le ratio entre la surface de l'accotement et du talus et la surface de la route est également un paramètre sensible ; et ce d'autant plus si la conductivité hydraulique est élevée.

Des simulations de pluies de projet d'intensité constante ont démontré que le ruissellement a lieu uniquement lorsque l'intensité de pluie équivalente (le débit de pluie et de ruissellement arrivant au système par unité de surface) dépasse la conductivité hydraulique du sol. C'est le cas puisque le ruissellement a lieu uniquement lorsque les dépressions de surface sont pleines. Les dépressions de surface ne se remplissent que si l'intensité de pluie équivalente dépasse la vitesse d'infiltration, qui est égale ou supérieure à la conductivité hydraulique à saturation (lorsque le sol n'est pas saturé, une force de succion augmente la vitesse d'infiltration). Le temps nécessaire pour remplir les dépressions dépend de l'écart entre l'intensité de pluie équivalente et la vitesse d'infiltration.

Des simulations effectuées pour quatre événements pluvieux réels et une chronique de pluie d'une durée de quatre ans ont révélé que la majorité du ruissellement s'infiltré dans la bande enherbée et le talus du fossé filtrant. Ainsi, le rôle du fossé filtrant dans l'amélioration de la qualité de l'eau est limité par rapport à celui de la bande enherbée et du talus. En termes de méthodologie de suivi, cela impliquerait un besoin de caractérisation de la capacité épuratoire de la bande enherbée et du talus plus important que celle du fossé filtrant. De plus, il a été démontré que le ruissellement atteignant le fond du fossé serait fortement et variablement dilué par la pluie tombant directement sur le système.

Ces résultats ont également des implications pour la conception des techniques alternatives. La conception actuelle de l'ouvrage vise à optimiser la rétention et la dissipation des polluants dans le fond

du fossé et pas sur l'accotement végétalisé ni le talus, ce qui n'est pas cohérent avec son comportement hydraulique réel. De fait, le système ressemble plus à celui proposé par l'Office fédéral des routes suisse, conçu pour infiltrer et filtrer l'eau à travers le sol du talus après son ruissellement à travers un accotement où l'infiltration est minimisée (Piguet et al. 2009) qu'à celui d'un fossé filtrant.

Cette étude met en avant l'importance de la compréhension du fonctionnement hydrologique d'un système avant de penser la méthodologie à mettre en œuvre pour caractériser l'efficacité d'un système de traitement des eaux. Plus généralement, il démontre l'utilité d'un modèle, même très simplifié, pour étudier le fonctionnement hydrologique d'une technique alternative pendant la phase de conception. Si la conductivité hydraulique peut être estimée de façon fiable, le modèle US EPA SWMM peut être un outil efficace pour prévoir le fonctionnement hydrologique d'une technique alternative comportant une bande enherbée, ce qui permet d'orienter la caractérisation de la qualité de l'eau vers les parties du système les plus pertinentes. Cependant, le modèle représente les processus hydrologiques (l'évapotranspiration, l'infiltration et l'écoulement à la surface) de façon simplifiée, ce qui peut mener à un décalage entre le comportement modélisé et le comportement réel. De plus, le modèle représente un comportement théorique d'un système idéalisé – ainsi, il ne peut pas représenter des dysfonctionnements pouvant se produire au cours du vieillissement de l'ouvrage comme la formation d'écoulements préférentiels, ni d'écoulements latéraux, le long de la voirie, du fait d'un rehaussement du niveau de sol ou du dépôt de sédiments et encore moins de particularités constructives lors du chantier.

Ce travail met en avant quelques besoins de recherche future. D'abord, afin de mieux comprendre le fonctionnement d'enchaînements d'ouvrages en série, des modèles similaires devraient être développés pour d'autres configurations possibles de techniques alternatives. Ensuite, le modèle actuel pourrait être amélioré par une meilleure représentation de l'eau dans le sol, notamment le processus d'évapotranspiration et les conditions de drainage. Les incertitudes pourraient être réduites en développant des méthodes d'estimation d'une conductivité hydraulique globale à partir d'une série de mesures expérimentales.

Afin d'améliorer la compréhension du fonctionnement de systèmes réels, les suivis *in situ* de ces systèmes sont essentiels. Le calage et la validation du modèle présenté demanderaient la mesure en continu des flux d'eau aux limites du système ; or ce type de mesure demeure un défi technique. De plus, l'écoulement en lame mince, un prérequis pour le fonctionnement optimal de l'ouvrage et une hypothèse du modèle, peut être difficile à atteindre sur le terrain. Le développement de méthodes expérimentales pouvant évaluer l'existence ou l'absence de l'écoulement en lame mince serait utile afin de vérifier le fonctionnement correct du système et évaluer la pertinence des modèles basés sur cette hypothèse.

A travers ce travail de modélisation, nous avons pu développer une compréhension du fonctionnement hydrologique théorique du système à Compans. Cependant, ce fonctionnement théorique sera représentatif de la réalité uniquement si les hypothèses de modélisation sont validées. Afin de pouvoir évaluer ces hypothèses, nous avons eu recours à une méthode expérimentale indirecte pour considérer le fonctionnement du système : une évaluation de la cartographie de la contamination du sol. Ce travail sera présenté dans la section suivante.

3.2.2. Caractérisation du fonctionnement d'un ouvrage de gestion à la source du ruissellement de voirie : approche par modélisation hydrologique et par cartographie de la contamination du sol

Caractérisation du fonctionnement d'un ouvrage de gestion à la source du ruissellement de voirie : approche par modélisation hydrologique et par cartographie de la contamination du sol

(La Houille Blanche – 2017 – 3, 5-13)

DOI : 10.1051/lhb/2017016

Kelsey FLANAGAN^{1,*}, Damien TEDOLDI^{1,2}, Philippe BRANCHU³, Marie-Christine GROMAIRE¹

¹Laboratoire Eau, Environnement, Systèmes Urbains (LEESU) – ENPC

6-8 Avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, Champs-sur-Marne. 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2

Email : kelsey.flanagan@enpc.fr, damien.tedoldi@enpc.fr

² SEPIA Conseils, 53 rue de Turbigo, 75003 Paris

³ CEREMA Trappes, 12 Rue Léon Teisserenc de Bort, 78190 Trappes

Résumé :

La mise en œuvre d'une gestion décentralisée des eaux pluviales implique généralement le recours à des systèmes d'infiltration, dont le fonctionnement n'est pas toujours correctement appréhendé. Une mauvaise évaluation de l'hydrologie peut s'avérer préjudiciable pour la gestion quantitative et qualitative du ruissellement, notamment dans des dispositifs conçus pour une maîtrise « à la source » des flux de polluants. Face aux difficultés associées à la mesure directe des flux d'eau et de polluants sur des ouvrages en place, on discute les apports de deux méthodes indirectes, appliquées à un site réel constitué d'une bande enherbée suivi d'un fossé filtrant: l'utilisation d'un modèle hydrologique et l'étude de la pollution du sol.

Le modèle hydrologique présente des incertitudes dues à ses hypothèses simplificatrices, ainsi qu'à la variabilité des mesures de conductivité hydraulique. Il fournit toutefois un ordre de grandeur de la sollicitation relative des différentes parties de l'ouvrage. La cartographie des contaminants, qui montre que la majeure partie de la pollution s'accumule à proximité de la chaussée, renseigne indirectement sur la répartition « intégrée dans le temps » des flux d'infiltration et des processus de sédimentation/filtration sur le site d'étude. L'utilisation d'une résolution spatiale suffisamment fine permet de mettre en évidence des hétérogénéités dans l'infiltration et les écoulements superficiels.

Malgré des limites propres à chaque approche, les deux méthodes mènent à la conclusion qu'une grande partie des volumes ruisselés – et, *de facto*, du flux polluant – est gérée par infiltration dans la bande enherbée, la partie de l'ouvrage à proximité immédiate de la zone d'arrivée de l'eau dans l'ouvrage. Ainsi, le fossé filtrant ne joue pas son rôle épuratoire de manière optimale, dans la mesure où les contaminants seraient retenus en bordure de chaussée dans le sol de surface.

Abstract:

Decentralized stormwater management generally involves the use of infiltration systems, the compartment of which is not always correctly understood. Incorrect assumptions about the hydrologic behavior of such systems can undermine their roles in both the quantitative and qualitative management of runoff, especially in systems designed to treat pollution at the source. Given the technical difficulty of directly measuring water fluxes in already existing systems, this paper discusses the utility of two indirect methods, applied to a real site made up of a vegetative filter strip followed by a biofiltration swale: the use of a hydrologic model and the characterization of soil pollution.

The hydrologic model involves uncertainties due to its simplifying hypotheses and the variability of soil hydraulic conductivity measurements. Still, it can provide a rough estimation of the relative frequency of infiltration in different parts of the system. The cartography of contaminants, which shows that the majority of pollution is accumulated close to the roadside, indirectly provides time-integrated information as to the repartition of infiltration fluxes and the processes of sedimentation and filtration at the study site. The high spatial resolution of soil contamination data also provides evidence of heterogeneous surface runoff and infiltration flows.

Despite the limits of each approach, both methods lead to the conclusion that the majority of runoff volumes – and as a consequence, the majority of pollutant loads – is infiltrated in the part of the system nearest to the system inlet: the vegetative filter strip. Therefore, the biofiltration swale does not fulfill its initially intended role of depolluting runoff water, as most pollutants do not reach it but rather are retained in the surface soil close to the roadside.

Mots clés : Contamination, distribution spatiale, gestion à la source, ruissellement, SWMM

Keywords : Contamination, spatial distribution, sustainable urban drainage systems, runoff, SWMM

3.2.2.1. Introduction

Depuis quelques décennies, le domaine de l'hydrologie urbaine évolue vers de nouveaux paradigmes. Les objectifs de la gestion des eaux pluviales, initialement limités à la collecte et l'évacuation afin d'éviter les inondations, se sont étendus à la protection de la qualité des milieux récepteurs, au maintien d'un bilan hydrologique similaire à celui pré-urbanisation, et à la valorisation des eaux pluviales en ville pour contribuer à la qualité de vie (Fletcher et al., 2014). L'approche classique du « tout tuyau » se trouve ainsi progressivement suppléée par des « techniques alternatives » favorisant la gestion à l'amont des eaux pluviales. En France, la mise en place de ces techniques répond généralement à des critères réglementaires imposant une limitation des débits admissibles à l'entrée des réseaux collectifs. A cet effet, l'infiltration (totale ou partielle) de l'eau dans le sol est une technique souvent privilégiée – du moins lorsque le contexte et les enjeux hydrogéologiques le permettent (Petrucci, 2012).

Au regard du potentiel de pollution des eaux de ruissellement, il devient aujourd'hui assez courant d'intégrer une dimension d'épuration à ces systèmes, en visant une maîtrise « à la source » du flux polluant. Ces ouvrages, dits de « biorétention » ou « biofiltration », sont conçus dans l'idée d'optimiser les processus naturels de dépollution ayant lieu dans

l'écosystème du sol. Ils consistent en un espace de stockage au fond duquel se trouve un substrat filtrant planté (Davis et al., 2009; LeFevre et al., 2014), et sont souvent intégrés dans une chaîne de dispositifs (Bastien et al., 2010).

La compréhension et l'anticipation correcte du fonctionnement hydrologique de ces ouvrages pour les événements pluvieux courants, responsables de la majorité du flux polluant à l'échelle annuelle, apparaissent comme un prérequis indispensable à (i) une conception optimisée pour l'abattement des flux de contaminants, (ii) une évaluation pertinente de leurs performances épuratoires, ainsi que (iii) une identification claire des besoins de maintenance. Or cette compréhension n'est pas aisément acquise, étant donné que la mesure directe des flux d'eau et de polluants est difficilement possible à moins que l'ouvrage n'ait été étanché et équipé d'un drain dès sa conception. La mise en place de capteurs hydrologiques demeure possible, mais difficile, et l'interprétation des données issues de ces capteurs nécessite le recours à un modèle du site (Ramier, 2005). De ce fait, il peut s'avérer utile de s'appuyer sur des méthodes indirectes pour aborder la question du fonctionnement hydrologique et d'épuration de tels ouvrages. À cet effet, on considère ici deux approches différentes mais complémentaires, appliquées à un ouvrage réel, à la géométrie simple, constitué d'une bande enherbée et d'un fossé filtrant, conçu pour une gestion quantitative et qualitative du ruissellement de voirie.

Premièrement, un modèle hydrologique est mis en œuvre, dans lequel la bande enherbée et le talus du fossé sont représentés de façon très simplifiée avec un nombre limité de paramètres physiques. Par ailleurs, une cartographie détaillée des niveaux de contamination en cuivre, plomb et zinc est réalisée. Ces trois métaux ont été sélectionnés comme traceurs de la pollution chronique d'origine routière, en raison de leur caractère persistant dans les sols et de leurs propriétés physico-chimiques contrastées ; ce sont par ailleurs les contaminants les plus fréquemment suivis dans les systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement urbaines (Tedoldi et al., 2016). Ces deux méthodes, très différentes, peuvent chacune contribuer à une meilleure compréhension du fonctionnement hydrologique de l'ouvrage avec certaines limitations. Ce travail explore les apports et les limites des deux approches, montrant ainsi l'intérêt de coupler un travail de modélisation avec un travail expérimental pour mieux caractériser les flux dans un ouvrage.

3.2.2.2. Matériels et méthodes

3.2.2.2.1. Site d'étude

Le dispositif étudié se situe en bordure de la Route Départementale 212 à Compans (77), et a été mis en place en 2012. Il est constitué d'une bande enherbée, suivie d'un fossé filtrant (un filtre planté linéaire) et récupère les eaux de ruissellement de deux voies de circulation avec un trafic moyen de 11000 véhicules/jour (Figure 1). Le site est équipé d'une glissière de sécurité entre la route et la bande enherbée, présente sur toute la longueur de l'ouvrage.

L'ouvrage comprend deux segments avec des bandes enherbées aux caractéristiques différentes (Tableau 31). La conductivité hydraulique (K_s), dont le Tableau 31 fournit la valeur moyenne par segment ainsi que les valeurs extrêmes, a fait l'objet de trois estimations pour le premier segment et quatre estimations pour le second (Kanso, 2015). Une nappe drainante, formée de deux tuyaux percés espacés de 0,5 m entre deux couches de géotextile, est également présente sous le fossé filtrant du segment 1. La pluviométrie annuelle moyenne est de 647 mm (donnée du Conseil Départemental du 77). Le site a été conçu de façon à ce que l'eau de la voirie

arrive sur la bande enherbée par ruissellement direct, qu'elle y transite avant d'atteindre le talus, puis le fond du fossé où elle est censée s'infiltrer, dans un milieu favorisant divers processus de dépollution. Toutefois, de nombreuses observations de terrain suggèrent que la majeure partie du ruissellement s'infiltré dans la bande enherbée et n'atteint pas le massif filtrant du fossé pour les événements pluvieux courants.

	Segment 1	Segment 2
Longueur (m)	48	48
Type de sol	Sablo-limoneux	Limon argileux
Drainage	Nappe drainante	Non drainé
Conductivité hydraulique (Ks, mm/h)	24 (10-28)	14 (1-21)

Tableau 31 : Caractéristiques des bandes enherbées des deux segments étudiés

3.2.2.2. Modélisation hydrologique du site

L'objectif principal de ce travail est de mieux comprendre la répartition des flux d'eau entre les différentes sous-parties de l'ouvrage sur le long terme. Pour ce faire, il est nécessaire de représenter la production et le transfert du ruissellement de surface sur la route, la bande enherbée et le talus pour une chronique longue. A cet effet, le système est modélisé à l'aide du logiciel *Storm Water Management Model* (SWMM 5.1), développé par l'*United States Environmental Protection Agency* (Rossman, 2015). Comme préconisé par Gironás *et al.* (2009), le système est représenté comme une série de trois sous-bassins versants rectangulaires correspondant respectivement à la route, à la bande enherbée, et au talus du fossé (Figure 1). On considère que le massif filtrant au fond du fossé, non représenté par le modèle, est la sortie du talus.

Pour chaque bassin versant, ce modèle représente, de façon simplifiée, le ruissellement superficiel, l'infiltration, et l'évapotranspiration, à partir de conditions aux limites atmosphériques et d'un nombre limité de paramètres physiques. Chaque sous-bassin est représenté comme un réservoir non-linéaire avec le bilan hydrologique suivant :

$$\frac{dh}{dt} = p + r_e - e - i - r_s \quad \text{Eq. 1}$$

où h est la hauteur d'eau sur le sous bassin versant [L], p est l'intensité des précipitations [$L.T^{-1}$], r_e est l'arrivée d'eau par ruissellement depuis un bassin versant amont [$L.T^{-1}$], e est l'évaporation [$L.T^{-1}$], i est l'infiltration [$L.T^{-1}$] et r_s est le ruissellement sortant du sous-bassin versant [$L.T^{-1}$].

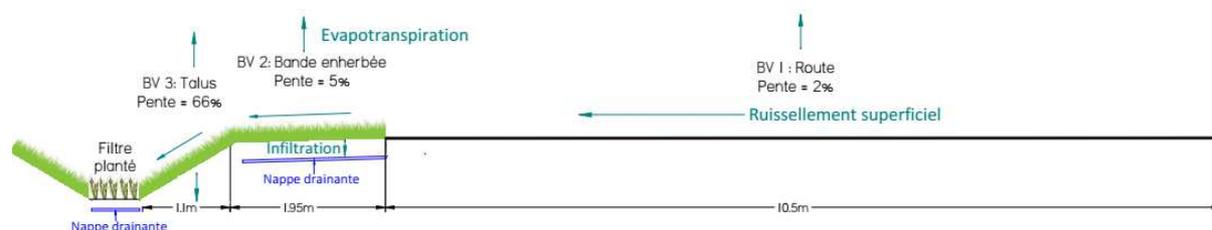


Figure 26 : Géométrie du système étudié. Délimitation des sous-bassins versants représentés par le modèle. Les nappes drainantes ne sont présentes que sur le premier segment de l'ouvrage.

Les précipitations p sont issues d'une chronique réelle de pluie mesurée sur quatre ans en Île-de-France à un pas de temps de 5 minutes. Le terme e , estimé à partir de données d'évapotranspiration potentielle couvrant la même période, affecte uniquement l'eau stockée

en surface. L'infiltration est calculée par l'équation de Green et Ampt, en faisant l'hypothèse d'une colonne de sol semi-infinie et homogène. Un front de saturation se propage depuis la surface au cours d'un événement pluvieux. A l'arrêt des précipitations, la teneur en eau du sol tend vers sa valeur initiale à une vitesse qui dépend de la conductivité hydraulique du sol. Le ruissellement sortant du bassin est nul tant que la hauteur d'eau h est inférieure à une hauteur de stockage en dépression h_s , distincte pour chaque sous-bassin versant. Une fois ce stockage dépassé, le terme r_s est calculé par l'équation de Manning-Strickler (Eq. 2).

$$r_s = \alpha(h - h_s)^{5/3} \quad \text{Eq. 2}$$

où α est un paramètre qui dépend de la géométrie du site et de la rugosité de la surface. Le ruissellement est ensuite dirigé vers un sous-bassin versant aval, ou vers un émissaire du système.

Sous-bassin versant	Route	Surfaces végétalisées	
		Segment 1	Segment 2
Stockage en dépression (mm)	1	5	5
Rugosité	0.011	0,15	0,15
Succion dans la zone non-saturée (mm)	-	56,3	91,1
Déficit initial de saturation (%)	-	17	17

Tableau 32 : Paramètres du modèle hydrologique

Le Tableau 32 présente les valeurs des paramètres communes à toutes les simulations ; h_s et la rugosité sont des valeurs typiques des surfaces considérées (Rossman, 2015). On a supposé que le sol était initialement à sa capacité au champ ; la succion correspondante a été calculée à partir de la courbe de rétention du sol.

3.2.2.2.3. Echantillonnage du sol

Les campagnes de terrain ont été entreprises entre Novembre 2015 et Janvier 2016. Afin de caractériser l'étendue latérale et verticale de la contamination sur la bande enherbée, un tronçon de 18 m de longueur a été échantillonné sur chacun des deux segments. Au cours de la première phase, un échantillon de sol superficiel (1-2 cm) a été prélevé tous les 1,5 m, à des distances de 0, 30, 70, 120, et 180 cm de la route, à l'aide d'une pelle en acier inoxydable (Figure 27). Les échantillons collectés à 0 cm correspondent à du dépôt accumulé en bordure de chaussée. Par ailleurs, des prélèvements supplémentaires ont été réalisés sur trois transects d'un segment témoin, non influencé par l'infiltration du ruissellement de voirie en raison de la présence d'une bordure en béton entre la route et l'accotement végétalisé. La seconde phase a consisté en une série d'échantillonnages en profondeur, jusqu'à la nappe drainante (rencontrée à une profondeur variable, 10-18 cm) au niveau du segment 1, et jusqu'à la structure de la route (10-35 cm) au niveau du segment 2. Sur les deux tronçons échantillonnés en phase 1, des carottes ont été prélevées tous les 4,5 m, à des distances de 30, 70, 120, et 180 cm de la route, à l'aide d'une tarière-gouge manuelle. Chaque carotte a été découpée en 2 ou 3 sous-échantillons, de manière à conserver les 5 cm de surface, les 5 cm les plus profonds, et le cas échéant la zone intermédiaire (Figure 27). Les outils d'échantillonnage ont été nettoyés et rincés deux fois à l'eau ultra-pure entre deux prélèvements. Les échantillons de sol ont été conservés dans des flacons individuels neufs en polyéthylène haute densité.

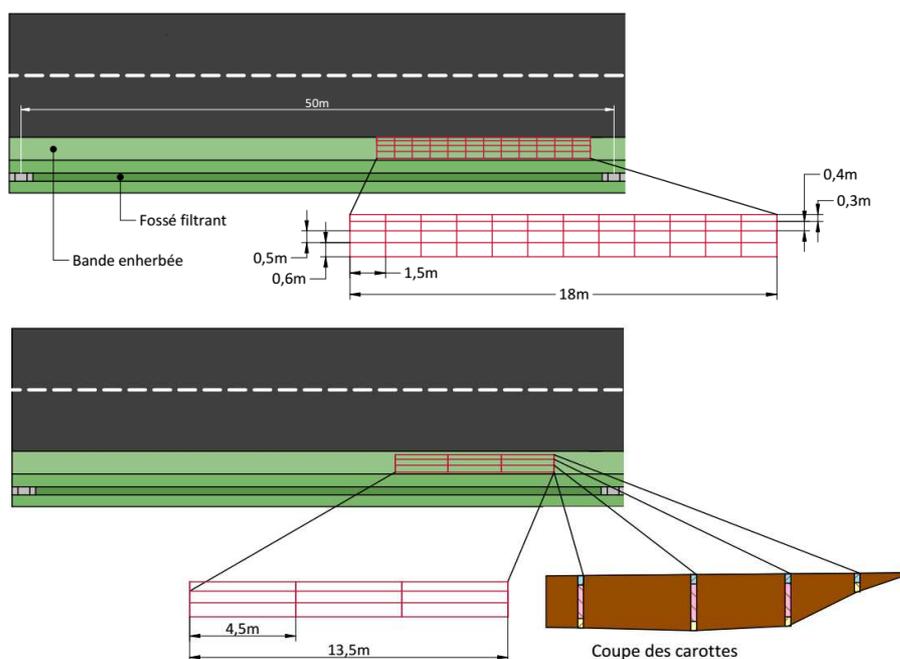


Figure 27 : Schéma du plan d'échantillonnage (a) à la surface et (b) en profondeur

3.2.2.2.4. Analyses en laboratoire

Conformément à ce que préconise la norme ISO 11464 (2006), les échantillons ont été rapportés au laboratoire, séchés à l'étuve (40°C) pendant 7 jours, avant d'être broyés manuellement et tamisés à 2 mm avec une maille en nylon. Les teneurs en cuivre, plomb, et zinc, ont été déterminées par spectrométrie de fluorescence X (*Thermo Scientific*, Analyseur Niton™ XL3t) sur des sous-échantillons homogénéisés. Les limites de quantification dépendent du signal reçu par l'analyseur, mais demeurent toujours inférieures à 25, 10, et 30 mg/kg pour le cuivre, le plomb, et le zinc, respectivement. Quatre mesures ont été réalisées sur différents sous-échantillons, afin de vérifier la répétabilité des valeurs obtenues ; lorsque le coefficient de variation était supérieur à 15%, deux mesures supplémentaires ont été faites. Dans tout ce qui suit, on n'a conservé que les concentrations moyennes par échantillon.

3.2.2.2.5. Interpolation spatiale

Des cartographies des concentrations en cuivre, plomb, et zinc, à la surface de chaque tronçon échantillonné, ont été réalisées par interpolation bilinéaire le long d'une grille de 10 cm × 10 cm à l'aide du logiciel R. Par ailleurs, en faisant l'hypothèse d'une décroissance linéaire des concentrations avec la profondeur, au sein de chaque échantillon « moyen » (d'épaisseur 5 à 20 cm) issu de la phase de carottages, on a affecté à chaque concentration la profondeur moyenne de l'échantillon ; ce faisant, il a été possible de cartographier la contamination en métaux lourds en chaque section transversale de la bande enherbée, *via* la même méthode d'interpolation que précédemment.

3.2.2.3. Résultats et discussion

3.2.2.3.1. Simulations hydrologiques

La Figure 28 présente le bilan hydrologique simulé pour une chronique de 4 ans typique du climat d'Ile-de-France, en affectant à chaque segment sa conductivité hydraulique moyenne.

Rappelons que le modèle reproduit uniquement l'évaporation de l'eau à la surface, et ignore l'évapotranspiration de l'eau une fois dans le sol. Ce flux d'infiltration est majoritaire au niveau de la bande enherbée : il représente 84% et 77% du volume total arrivant sur la bande enherbée pour les premier et second segments respectivement. Une fraction plus petite de l'eau arrivant sur le talus s'y infiltre (59% et 52% respectivement). Au bout du compte, seule une faible proportion du volume d'eau total atteint le fond du fossé filtrant (10% et 15%). Ce résultat suggère une divergence notable entre le fonctionnement effectif de l'ouvrage et ce que prévoyait sa conception initiale, à savoir un traitement du flux polluant dans le fossé filtrant, à un emplacement qui ne reçoit *a priori* qu'une faible fraction de ce flux.

Comme mentionné précédemment, les mesures de K_s sur ce site présentent une variabilité importante, provenant en partie de l'incertitude de mesure, et en partie d'une réelle hétérogénéité de K_s sur site. Or, la structure du modèle impose que r_s soit non nul uniquement quand $p + r_e$ dépassent les pertes $i + e$ (sachant que e est généralement petit par rapport à i), et ce pendant une période suffisante pour que la hauteur de stockage en dépression soit dépassée. La relation entre l'intensité de la pluie et la vitesse d'infiltration dans le sol est donc déterminante pour la quantité de ruissellement simulée en sortie d'un bassin versant. Afin de mieux caractériser l'effet de cette variabilité sur l'incertitude du bilan hydrologique à long terme, la proportion de l'eau infiltrée sur la bande enherbée a été simulée pour la chronique de pluie en faisant varier K_s entre ses valeurs extrêmes (Figure 29). On observe que ce résultat est plus sensible à une variation de K_s pour de faibles valeurs que pour de fortes valeurs. Cela s'explique par la fréquence plus élevée de pluies de faible intensité, pouvant s'infiltrer intégralement même pour de faibles valeurs de K_s , par rapport aux pluies de plus forte intensité. Ainsi, le pourcentage du flux infiltré au niveau de la bande enherbée varie entre 70-85% pour le segment 1 et 33-83% pour le segment 2.

Des analyses de sensibilité menées par ailleurs montrent que le modèle est relativement peu sensible à l'estimation d'autres paramètres, incluant la rugosité, le stockage en dépression, et la pente (Flanagan et al., 2017).

Outre les incertitudes importantes engendrées par l'estimation de K_s , les hypothèses simplificatrices du formalisme de Green et Ampt (1911) peuvent mener à un décalage de la simulation par rapport à la réalité. Comme mentionné précédemment, l'évapotranspiration depuis le sol n'est pas reproduite par le modèle ; le séchage du sol suite à une pluie est modélisé comme le retour de la teneur en eau à sa valeur initiale après une durée fixe, ce qui, de fait, ne permet pas la prise en compte de la variabilité de l'humidité du sol en fonction des saisons et des conditions météorologiques. Quoi qu'il en soit, l'effet du choix de la teneur en eau initiale est relativement faible : le fait de considérer un sol initialement sec (teneur en eau résiduelle), plutôt qu'un sol à la capacité au champ, augmente de 0,02 (resp. 0,04) le ratio entre volume infiltré et volume total arrivant sur la bande enherbée du segment 1 (resp. segment 2).

De plus, l'hypothèse d'une colonne de sol semi-infinie implique que la vitesse d'infiltration de l'eau ne sera jamais plus faible que la conductivité hydraulique à saturation tant que l'eau est présente en surface. En réalité, au niveau du deuxième segment, la structure de la chaussée présente un obstacle à l'infiltration à une profondeur d'au plus 30 cm sous la bande enherbée. En cas de périodes de pluie prolongées, il est possible que la couche de sol se sature entièrement, réduisant ainsi le volume total pouvant s'infiltrer ; le modèle, qui ne peut prendre

en compte ces conditions, aura tendance à surestimer l'infiltration dans la bande enherbée pendant ces périodes. On ne rencontre pas le même problème sur le segment 1 qui est drainé.

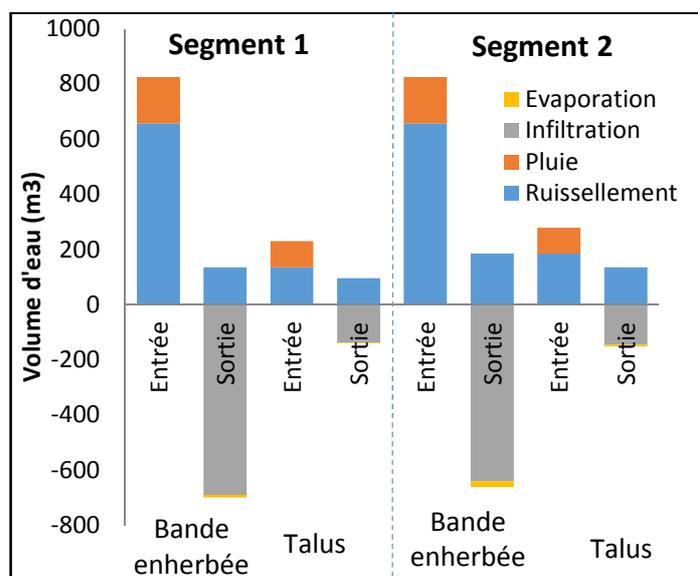


Figure 28 : Bilan hydrologique sur la bande enherbée et le talus des deux segments

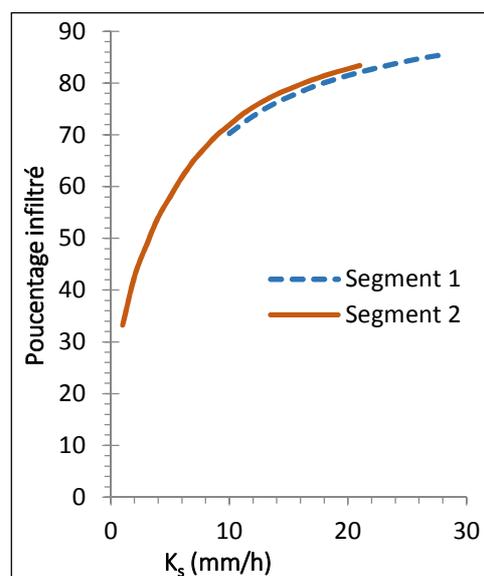


Figure 29 : Pourcentage de l'eau de ruissellement infiltrée dans la bande enherbée en fonction de sa conductivité hydraulique à saturation

Une limitation finale du modèle réside dans la représentation idéalisée du fonctionnement de la bande enherbée. On fait l'hypothèse (i) d'une répartition parfaite de l'eau sur chaque bassin versant, et (ii) d'une homogénéité des propriétés du sol. Ce faisant, on ne prend pas en compte la présence possible de chemins préférentiels de l'eau, aussi bien en surface qu'à l'intérieur du sol. Si le fonctionnement réel du système diffère de ce fonctionnement idéal, les résultats de modélisation perdront en représentativité.

En l'absence de données de validation, les sources d'incertitudes et les limitations du modèle obligent à une certaine prudence dans l'interprétation des résultats de modélisation. Dans le cas du site d'étude de Compans, où les observations sur site laissent à penser que le ruissellement atteint rarement le fossé filtrant, les résultats des simulations permettent de conclure que ce fonctionnement serait normal pour une bande enherbée possédant cette géométrie et ce type de sol, dans des conditions atmosphériques typiques du climat d'Ile-de-France ; en revanche, il n'est guère possible de conclure à l'exactitude du bilan hydrologique simulé.

Malgré les limitations inhérentes à ce type d'approche par modélisation conceptuelle, un outil tel que SWMM présente une certaine utilité pour mieux appréhender le fonctionnement hydrologique de ce type de dispositif, et ainsi optimiser la conception de nouveaux ouvrages ou systèmes d'ouvrages en série. En fournissant un ordre de grandeur de la sollicitation relative des différentes parties du système, le modèle permet de prévoir un dispositif de traitement à l'emplacement où il sera le plus utile, c'est-à-dire là où il pourra intercepter la plus grande partie des flux d'eau et de polluants. Les présents résultats suggèrent en particulier que cet emplacement ne correspond pas à l'endroit où l'on prévoit le stockage d'eau en cas de pluie exceptionnelle, mais se situe plus proche de l'entrée de l'ouvrage. Pour des ouvrages existants, un tel modèle permet d'acquérir une compréhension du fonctionnement « normal » de l'ouvrage, que l'on peut ensuite comparer aux observations de terrain ou aux analyses de sol pour identifier des comportements inattendus.

3.2.2.3.2. Variabilité de la contamination en surface

Les tendances observées sont relativement similaires pour les trois métaux étudiés, et ce, malgré des spéciations potentiellement différentes dans le ruissellement – à titre d'exemple, le plomb est connu pour être majoritairement sous forme particulaire, tandis que la fraction dissoute est généralement plus importante pour le zinc (Gromaire-Mertz et al., 1999). Leur distribution dans le sol superficiel de la bande enherbée (Figure 30a et Figure 30b) atteste d'une accumulation significative de contaminants dans les 30 centimètres les plus proches de la route, c'est-à-dire de la zone d'arrivée de l'eau (située à l'abscisse $x = 0$), suivie d'une diminution des teneurs à mesure que l'on s'en éloigne. À cette décroissance caractéristique, s'ajoute une variabilité latérale des concentrations – qui fluctuent d'un facteur 1,5 à 4 entre des points équidistants de la chaussée. La contamination apparaît plus localisée sur le segment 2, où les teneurs décroissent plus rapidement avec la distance à la route, que sur le segment 1 (Figure 31).

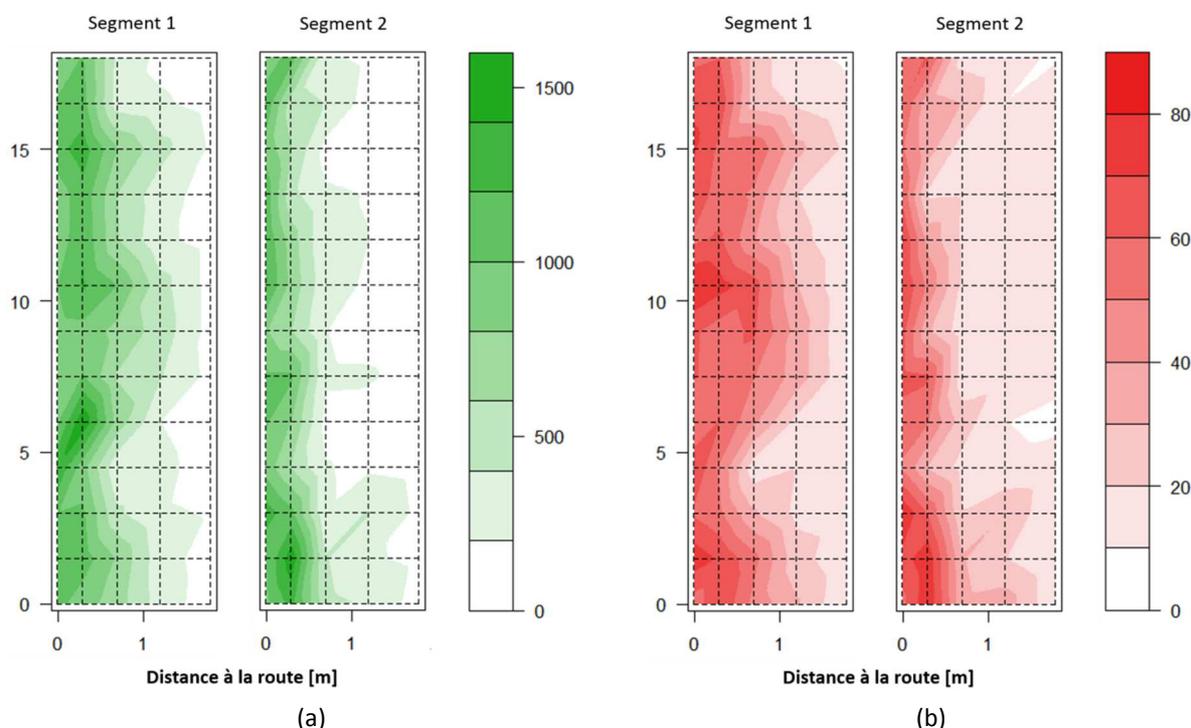


Figure 30 : Cartographies des concentrations en (a) zinc et (b) plomb [mg/kg] mesurées sur chacun des deux segments. La route se situe dans la zone $x < 0$.

Les teneurs mesurées sur le segment témoin, où une bordure en béton empêche l'arrivée du ruissellement de voirie, permettent d'évaluer le bruit de fond géochimique du site, auquel s'ajoute la contribution des autres sources de contamination que sont les projections d'eau depuis la chaussée, la présence de la glissière de sécurité, et les retombées atmosphériques ; ces teneurs seront considérées ici comme des valeurs de « référence ». Les concentrations en cuivre (23-41 mg/kg) et plomb (9-24 mg/kg) ne montrent pas de tendance statistiquement significative avec la distance à la route (ANOVA à un facteur, $p > 0,05$), contrairement au zinc (67-237 mg/kg) dont les concentrations sont plus élevées à proximité de la route, ce qui est probablement dû à la fraction des précipitations qui ruisselle sur la glissière galvanisée (Figure 31). En moyenne, le cuivre et le zinc sont détectés dans des concentrations supérieures aux valeurs médianes dans les sols de la *petite région agricole* correspondant à Compans (15,5 et

56,16 mg/kg, respectivement), tandis que le plomb en est assez proche (19,3 mg/kg) (données issues de la Base de Données Eléments Traces Métalliques – BDETM).

Quoi qu'il en soit, les valeurs mesurées sur le segment témoin représentent *de facto* moins de 15% des concentrations maximales sur les segments 1 et 2, ce qui prouve une influence significative des apports de polluants par le ruissellement de surface. La comparaison des niveaux de contamination observés sur ces trois segments permet d'évaluer la contribution « nette » de l'infiltration et de la sédimentation des métaux particuliers à la pollution globale du site (Figure 6). Au seuil $p = 1\%$, les concentrations en Cu et Zn sont significativement différentes entre le segment témoin et les deux autres segments, jusqu'à 1,2 m de la route ; pour Pb en revanche, la différence devient non significative à 1,2 m (segment 1) voire 70 cm (segment 2) de la route, ce qui pourrait être dû aux concentrations plus faibles de Pb dans le ruissellement par rapport à Cu et Zn, ou à sa nature plus particulaire. En d'autres termes, la contamination due au ruissellement de voirie n'est visible que sur une partie de la bande enherbée, à l'autre extrémité de laquelle on retrouve des valeurs comparables aux teneurs de référence.

Ces résultats suggèrent ainsi que la quasi-totalité du flux de cuivre, plomb, et zinc, est retenue sur la bande enherbée, et n'atteint pas le fossé filtrant. Comme cela a été mentionné à la section précédente, la pluviométrie annuelle de la région parisienne est dominée par des événements pluvieux de faible intensité – responsables de la majorité du flux polluant – lors desquels les volumes générés peuvent s'infiltrer « localement » à proximité de la zone d'arrivée de l'eau, sans nécessairement recouvrir la surface totale de la bande enherbée. En d'autres termes, à l'échelle annuelle, la sollicitation hydrologique d'un tel ouvrage est variable dans l'espace. Dans le cas idéal d'un sol aux propriétés parfaitement homogènes sur toute la bande enherbée, cette sollicitation tend à décroître avec la distance à la route. Dans un cas réel, la structure de la contamination du sol de surface porte la signature conjointe des flux d'infiltration non-uniformes et de la sédimentation des métaux particuliers, mais la variabilité latérale des teneurs nous fournit des indications supplémentaires sur les hétérogénéités de l'écoulement sur la bande enherbée.

On a déjà mentionné le fait que la contamination était plus localisée sur le segment 2, dont le sol est limono-argileux, que sur le segment 1, de texture sablo-limoneuse. Cette observation peut sembler contradictoire avec l'interprétation précédente, dans la mesure où une conductivité hydraulique plus élevée devrait favoriser une infiltration plus « locale » du ruissellement. De fait, des inspections visuelles du site par temps de pluie montrent très clairement (i) un dénivelé plus marqué entre la couche de roulement de la route et le sol de la bande enherbée sur le segment 1 que sur le segment 2, (ii) une accumulation de dépôt en bordure de bande enherbée bien plus importante sur le segment 2 que le segment 1, formant un monticule linéaire de 2-3 cm de hauteur, et (iii) la formation d'un écoulement longitudinal, en particulier lors de phases de pluie intense, plus marqué sur le segment 2 que le 1. Ainsi, il est probable qu'un flux de métaux différent soit arrivé sur les deux segments au cours des 4 années de fonctionnement de l'ouvrage. Par ailleurs, il se pourrait que la stagnation de l'eau à l'entrée de la bande enherbée du segment 2 favorise la formation d'un écoulement préférentiel à l'interface entre la structure de la route et le sol de la bande enherbée.

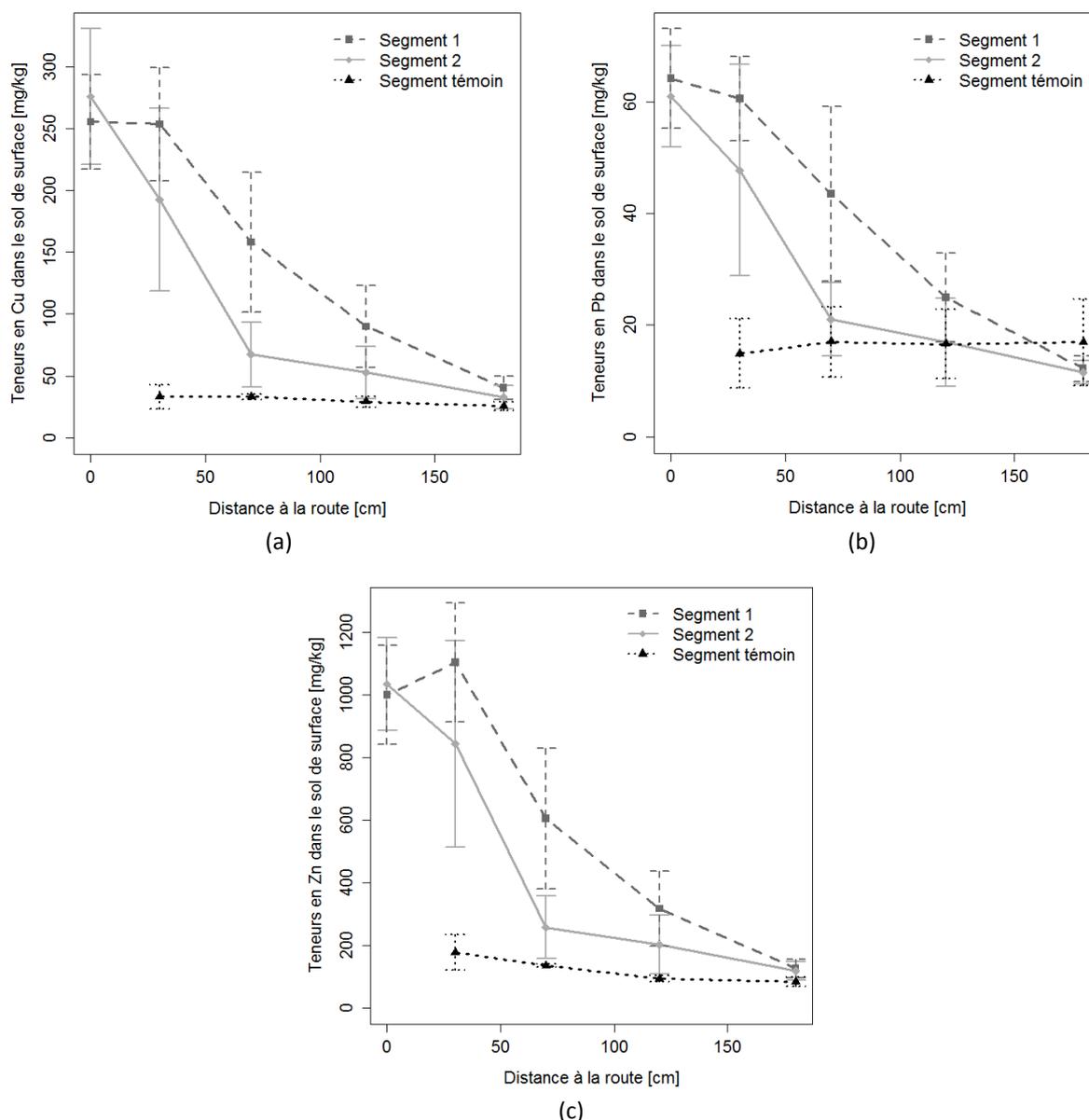


Figure 31 : Concentrations moyennes (\pm écart-type) en (a) cuivre, (b) plomb, et (c) zinc [mg/kg], représentées en fonction de l'éloignement à la route sur chacun des segments échantillonnés

La cartographie à haute résolution spatiale (1,8 point/m²) de la contamination du sol par différents polluants ubiquistes en milieu routier, apparaît donc comme un moyen original d'appréhender le fonctionnement des ouvrages d'infiltration, approche complémentaire à la simulation hydrologique, dans le sens où elle permet de dépasser les hypothèses simplificatrices inhérentes au modèle, pour accéder à une vision fine des hétérogénéités de l'infiltration et/ou du dépôt de particules. Toutefois cette approche ne peut être appliquée qu'après une durée de fonctionnement suffisante pour permettre un cumul notable de contaminants dans le sol. De plus, la contamination du sol donne une information sur les cheminements les plus fréquents de l'eau sans une résolution temporelle. Il est à noter que les métaux ne sont pas des traceurs parfaits de l'infiltration de l'eau. La fraction particulaire (majoritaire) peut être retenue par filtration mécanique au cours de l'infiltration ou par déposition pendant que l'eau ruisselle en surface, alors que le devenir de la fraction dissoute

est gouverné par des processus d'adsorption à la matrice solide, dont les propriétés de rétention dépendent des caractéristiques du sol.

3.2.2.3.3. Variabilité de la contamination en profondeur

L'échantillonnage du sol par carottage a permis de compléter la compréhension de la distribution de la contamination métallique à la surface avec une vision de sa répartition en profondeur le long de quatre transects. Une fois encore, les trois métaux présentent des tendances très similaires, représentées dans le cas du cuivre sur la Figure 32. Rappelons que ces traitements cartographiques reposent sur l'hypothèse fondamentale d'une décroissance linéaire des concentrations avec z au sein de chaque échantillon, ce qui a permis de faire correspondre concentrations et profondeurs moyennes, puis d'interpoler ces données moyennées. Dans le cas spécifique d'ouvrages conçus pour l'infiltration du ruissellement urbain ou routier, il existe quelques investigations verticales dont la résolution est suffisante pour valider cette hypothèse (Mikkelsen et al., 1996; Tedoldi et al., 2016), qui ont prélevé des carottes de sol dans un accotement et les ont subdivisées en sous-échantillons de 2 cm, ont effectivement mis en évidence une décroissance linéaire des concentrations en métaux au sein d'un même horizon de sol ; toutefois, les auteurs ont observé des ruptures abruptes à l'interface entre deux horizons – cas qui ne concerne pas la présente étude car les carottes ont été prélevées dans un matériau homogène. De même, Jones et Davis (2013), qui ont collecté des échantillons tous les 2,5 cm dans une cellule de biofiltration, ont démontré une décroissance rapide et approximativement linéaire des concentrations sur les 7,5 premiers centimètres, en-dessous desquels on retrouve des valeurs uniformes et comparables aux concentrations initiales du matériau.

Sur le premier segment, on observe un profil où les concentrations en surface ainsi que l'étendue verticale de la contamination diminuent avec la distance à la route. La contamination au niveau du deuxième segment apparaît encore plus localisée, aussi bien à la surface qu'en profondeur. Les concentrations mesurées au niveau de la structure de la route sont toujours plus faibles que dans les échantillons sus-jacents, ce qui ne soutient pas l'hypothèse d'un court-circuitage de la surface de la bande enherbée par un écoulement préférentiel le long de cette structure. En outre, la totalité du segment 2 demeure visiblement moins contaminée que le segment 1, ce qui est cohérent avec les observations de terrain mentionnées dans la section précédente.

La contamination en métaux fournit une information *a posteriori* sur la répartition des flux polluants, « intégrée » dans le temps depuis la mise en place du système, mais ne renseigne pas sur le comportement de la bande enherbée dans des conditions particulières. En d'autres termes, de telles observations ne sont pas incompatibles avec la présence occasionnelle d'écoulements préférentiels, engendrés notamment lors des phases de retrait du sol après une période sèche ; elles indiquent seulement que ce n'est pas le fonctionnement habituel du système. De la même façon, cette approche ne permet ni de reconstituer l'évolution du fonctionnement du système avec la formation du dépôt de sédiments, ni d'identifier la fréquence à laquelle l'eau parvient à dépasser la couche de sédiments dans l'état actuel.

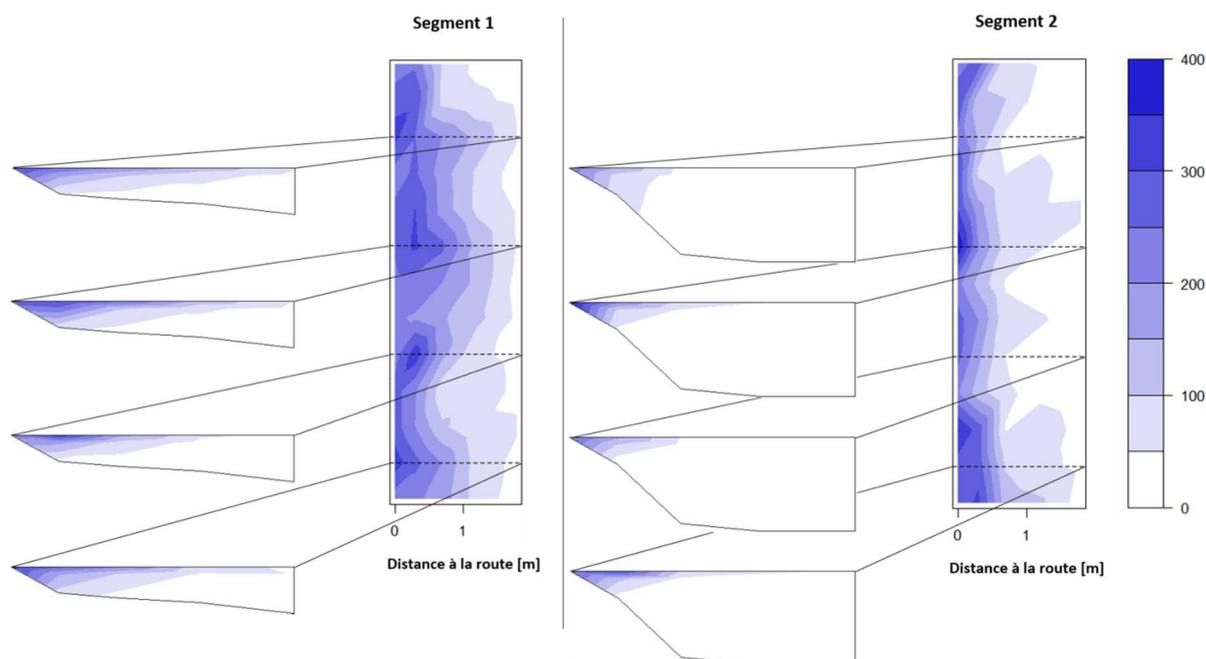


Figure 32 : Cartographie des concentrations en cuivre [mg/kg] à la surface et en profondeur, mesurées sur chacun des deux segments. La route se situe dans la zone $x < 0$.

3.2.2.4. Conclusions et perspectives

Afin d'aborder le fonctionnement hydrologique d'un système de bande enherbée suivie d'un fossé filtrant pour la gestion à la source des eaux de ruissellement, deux méthodes ont été proposées et appliquées à un site réel : la simulation du fonctionnement hydrologique à long terme, à l'aide d'un modèle simplifié mis en œuvre sur le logiciel US EPA SWMM, et l'établissement d'une cartographie détaillée de la contamination du sol en métaux à l'aide de la spectrométrie de fluorescence X, une méthode permettant de réaliser des analyses semi-quantitatives des teneurs en métaux à faible coût.

Pour le site d'étude, composé d'une bande enherbée suivie d'un fossé filtrant, les résultats obtenus *via* ces deux méthodes corroborent l'hypothèse élaborée à partir d'observations de terrain : pour des événements pluvieux courants, auxquels est associée la plus grande partie du flux polluant annuel, l'eau de ruissellement est gérée majoritairement par la partie de l'ouvrage la plus proche de la route : la bande enherbée. Même au sein de celle-ci, le flux polluant se concentre à proximité de la route. L'étude de la distribution de la contamination permet également de mettre en avant un dysfonctionnement au niveau de l'un des segments étudiés, dû à un dépôt de sédiments routiers, ainsi qu'à la formation de matière organique en surface, tous deux formant un obstacle à l'écoulement sur la bande enherbée. Ces phénomènes sont inhérents au fonctionnement d'une bande enherbée en contexte routier. Par conséquent, il est difficile de maintenir dans le temps les conditions idéales d'alimentation homogène de l'ouvrage.

L'approche de modélisation est utile, en premier lieu, comme une méthode *a priori*, permettant d'anticiper le bilan hydrologique « normal » du système pour une géométrie, un type de sol et des conditions climatiques donnés, et ainsi d'optimiser sa conception. En outre, le modèle pourrait fournir des indications sur la variabilité du fonctionnement de l'ouvrage pour différents types d'événements pluvieux. Il est néanmoins limité par l'incertitude

importante engendrée par l'estimation de la conductivité hydraulique. Il implique également des hypothèses fortes sur le fonctionnement idéal du système ; le modèle aura un pouvoir prédictif très limité si ces hypothèses ne sont pas valables (par exemple en présence d'écoulements préférentiels ou d'obstacles à l'écoulement superficiel). Ce modèle représente uniquement les flux d'eau dans le système. Il n'est pas évident qu'on puisse tirer des relations directes entre flux d'infiltration et répartition de la pollution, dans la mesure où les polluants particuliers peuvent être retenus par décantation avant que toute l'eau ne se soit infiltrée. Quoi qu'il en soit, ce constat va dans le sens d'une rétention encore plus importante des polluants sur la bande enherbée que ce que prévoit la distribution des flux d'infiltration.

La méthode de l'échantillonnage du sol permet d'acquérir une vision de l'arrivée réelle du flux de contaminants sur le système. Le principal apport de cette méthode est sa capacité à révéler la variabilité de la contamination au sein de la bande enherbée, y compris en cas de fonctionnements inattendus (hétérogénéités, obstacles à l'écoulement) avec une fine résolution spatiale. On peut ainsi l'utiliser pour évaluer la pertinence des hypothèses prises dans le modèle hydrologique, et pour comparer la distribution réelle de la contamination à ce qu'on attendrait du modèle. Elle est limitée par son caractère *a posteriori* – on ne peut l'utiliser qu'après une période suffisamment longue pour que la quantité de métaux accumulée dans le sol soit significativement différente du bruit de fond géochimique local. De plus, elle donne une information globale sur le fonctionnement de l'ouvrage depuis sa mise en place (*i.e.* sans résolution temporelle), ne permettant pas de mettre en avant des comportements événementiels ni des évolutions possibles du fonctionnement du système – à moins de mener plusieurs campagnes d'échantillonnage espacées dans le temps. Enfin, ce type de méthode ne permet pas de faire la distinction entre les contributions de l'infiltration et de la décantation dans la rétention des polluants particuliers, ce qui est le cas de la plupart des polluants présents dans le ruissellement de voirie.

Les deux méthodes présentées fournissent des informations permettant de mieux aborder le fonctionnement d'un ouvrage de gestion à la source des eaux de ruissellement de voirie, chacune avec ses propres limitations. Les apports possibles de chaque méthode étant différents, elles peuvent être appliquées conjointement et de manière complémentaire.

Fin de l'article

3.2.3. Conclusions et implications de la caractérisation initiale du fonctionnement hydrologique pour la suite de la thèse

Les deux approches employées pour considérer le fonctionnement hydrologique du site d'étude montrent que le système se comporte de façon différente que ce qui était prévu à sa conception. En effet, du fait de la faible intensité de la pluie francilienne, combinée avec un ratio important entre la surface de l'ouvrage et celle de la route, le débit d'eau arrivant au niveau de l'accotement végétalisé (la bande enherbée) dépasse rarement sa capacité d'infiltration. Ainsi, la majorité des flux hydriques, et donc des flux polluants, est gérée par la bande enherbée et non pas par le fossé filtrant. De plus, l'eau de ruissellement de voirie arrivant au niveau du fossé serait fortement diluée par la pluie tombant directement sur l'ouvrage. Le degré de dilution serait variable entre événements pluvieux, en fonction de la proportion de l'eau infiltrée dans la bande enherbée, qui dépend de l'intensité de la pluie et des conditions initiales d'humidité du sol.

Au niveau du Bief 2 (ou Segment 2), du fait d'un rehaussement du niveau du sol (effet de la décomposition de végétaux après fauchage et du dépôt de sédiment), l'eau rencontre un obstacle à son ruissellement au niveau de la frontière entre la route et la bande enherbée. Cela peut avoir pour effet la formation d'écoulements latéraux (le long de la route) et une diminution de l'alimentation de la bande.

Ces résultats ont des implications importantes pour le suivi des flux polluants à Compans :

- L'étude de la capacité épuratoire de l'ouvrage devrait se focaliser sur la partie de l'ouvrage où la majorité de l'eau s'infiltré : l'accotement végétalisé. En revanche, il semble moins important de suivre la qualité de l'eau au niveau du fossé filtrant.
- L'alimentation apparemment inégale de l'accotement du fait de petites variations de topographie implique qu'il sera difficile d'obtenir une mesure représentative du volume ou de la qualité du ruissellement, à moins de collecter l'eau sur toute la longueur du bief.
- La qualité de l'eau sous les fossés filtrants ne doit pas être comparée à celle de l'eau de ruissellement brute du fait de sa dilution variable. Sans une mesure de la qualité de l'eau arrivant en surface du fossé, cette mesure sera difficile à interpréter. De plus, l'efficacité épuratoire d'un système à traiter les eaux de ruissellement diluées ne serait pas représentative de sa capacité à traiter le ruissellement non-dilué.
- La fiabilité d'un suivi du flux polluant au niveau du Bief 2 serait également compromise par le contournement du système par au moins une partie du ruissellement du fait du rehaussement du sol. On ne pourrait pas être certain que l'eau collectée soit majoritairement issue du ruissellement et non pas de la pluie directe.

On peut également tirer certaines leçons opérationnelles de ce travail, en particulier :

- Les accotements végétalisés peuvent intercepter une partie importante des eaux de ruissellement de voirie et du flux polluant associé. Bien que courants en bord des voiries interurbaines, ils ne sont pas pris en compte dans les guides français de conception de l'assainissement routier (Gaillard et al., 2006) ou de la gestion de pollution issue des routes (Cavaillès et al., 2007). Ces systèmes mériteraient donc une conception plus intentionnelle afin d'optimiser les processus de dépollution. De plus, si les accotements végétalisés agissent en tant qu'ouvrage de traitement, une réflexion sur la gestion des

sous-produits issus de cette dépollution (dépôts de sédiments et/ou sol contaminé) apparaît nécessaire.

- Le niveau du sol d'un accotement végétalisé tend à se relever avec le temps du fait de la décomposition des végétaux après leur fauchage combiné avec le dépôt de sédiments depuis la route. Lorsque le niveau du sol dépasse celui de la route, des écoulements longitudinaux peuvent se former le long de la route jusqu'à un point où le niveau du sol est plus faible et où l'eau rentrera de façon concentrée, créant des écoulements préférentiels. De plus, ce comportement implique la présence d'eau sur la voirie, avec une épaisseur dépendant de la hauteur du sol, ce qui peut devenir un problème pour la sécurité routière (flaquage).

3.2.4. L'adaptation des objectifs et de la méthodologie expérimentale au fonctionnement réel du système

Le travail de caractérisation du fonctionnement hydrologique de l'ensemble accotement végétalisé-fossé filtrant à Compans a montré que le massif filtrant des fossés ne traite qu'une proportion faible des eaux de ruissellement de voirie et qu'il est probable que l'alimentation du Bief 2 soit compromise par le rehaussement du niveau du sol. L'observation de la limite route-accotement indique que le rehaussement du sol au niveau du Bief 3 semble encore plus important qu'au niveau du Bief 2. Par ailleurs, bien que le Bief 1 soit drainé, aucun de ces biefs n'est étanche. Les flux hydriques ayant lieu de manière diffuse en milieu poreux ne peuvent pas être mesurés directement ; leur estimation dépendrait d'un modèle d'écoulement en milieu poreux. En raison de la présence de la structure de la route, avec une géométrie et des propriétés hydrodynamiques inconnues, sous l'accotement et de la variabilité spatiale des propriétés hydrodynamiques du sol et de l'alimentation en eau, les flux hydriques estimés par modélisation, même calée avec des données issues de capteurs hydrométriques, comporteraient des incertitudes importantes. De plus, comme mentionné précédemment, le drain du fossé du Bief 1 n'a jamais fonctionné – le prélèvement d'échantillons dans cette partie de l'ouvrage nécessiterait probablement l'aménagement d'un nouveau système de drainage. Le prélèvement d'échantillons au niveau des Biefs 2 et 3 nécessiterait la mise en place d'un grand nombre de bougies ou de plaques poreuses afin de récupérer un volume suffisant pour l'analyse des micropolluants. Un travail de synthèse bibliographique, d'entretiens avec des chercheurs habitués à ces méthodes et avec des entreprises fournissant ces types d'équipements a mis en avant des difficultés méthodologiques associées à l'utilisation de ces équipements, particulièrement dans les cas de l'analyse des micropolluants organiques qui nécessite la récupération de grands volumes d'eau (Annexe 10).

Pour toutes ces raisons, la décision a été prise de ne pas suivre les flux de micropolluants au niveau des fossés filtrants, ni de l'accotement du Bief 2. Parmi les points d'échantillonnage initialement prévus au niveau des fossés filtrants et infiltrants de Compans, seul l'accotement du premier bief a été retenu. Les eaux de ruissellement de surface ont été récupérées en sortie des accotements par deux gouttières au niveau du Bief 1 et deux gouttières au niveau du Bief 2. Bien que quelques analyses de micropolluants aient été effectuées sur ces échantillons, les volumes et la qualité de l'eau collectée par ces gouttières lors des premiers événements échantillonnés variaient beaucoup entre les gouttières d'un même bief, ce qui confirme l'hétérogénéité de l'écoulement indiquée par la contamination du sol. Ainsi, on ne peut pas utiliser les résultats de ces gouttières pour estimer des flux au niveau d'un bief entier; ils sont

donc écartés de l'analyse des flux polluants et ne seront plus discutés dans cette thèse. L'interprétation des résultats portant sur les micropolluants au niveau de l'accotement végétalisé du Bief 1 sera limitée à une évaluation de l'efficacité de ce système à améliorer la qualité de l'eau par la filtration ; ainsi on appellera ce système l'accotement filtrant.

L'objectif de l'étude du CD 77 étant d'évaluer la technique de biofiltration pour éventuellement la mettre en œuvre sur d'autres sites et face à l'impossibilité d'atteindre cet objectif avec les ouvrages initiaux, le LEESU lui a proposé d'aménager un nouveau système de biofiltration. Le nouveau dispositif est une noue filtrante, localisée directement en bordure de voirie, sans accotement végétalisé. Cette noue est drainée et étanche, ce qui permet l'estimation des flux de micropolluants. Cet ouvrage sera suivi pour évaluer sa capacité à améliorer la qualité de l'eau ; on aura également pour objectif de réaliser un bilan de masse de l'ouvrage pour un certain nombre de micropolluants, un travail qui impliquera l'évaluation des flux entrants et sortants et des stocks présents dans le substrat à l'état initial et à la fin de la période de suivi.

Il n'est plus possible de comparer plusieurs configurations de fossé comme cela était initialement prévu par l'étude, mais il est possible de comparer l'efficacité épuratoire dans un système de noue filtrante avec celui d'une bande enherbée munie d'une couche de substrat filtrant.

3.2.5. Présentation de la nouvelle noue filtrante

Les travaux de construction de la nouvelle noue filtrante ont démarré le 17 février 2016 ; le substrat filtrant a été mis en place le 18 mars 2016. Ce système est localisé sur la route RD 212 à Compans, sur un bief situé en aval (par rapport au sens de circulation, c'est à dire au sud-est) du bief 1 (Noue filtrante, Figure 17). Ce nouvel ouvrage a été conçu en concertation entre le CD 77 et le LEESU, sur la base du retour d'expérience sur le fonctionnement des fossés filtrants en place.

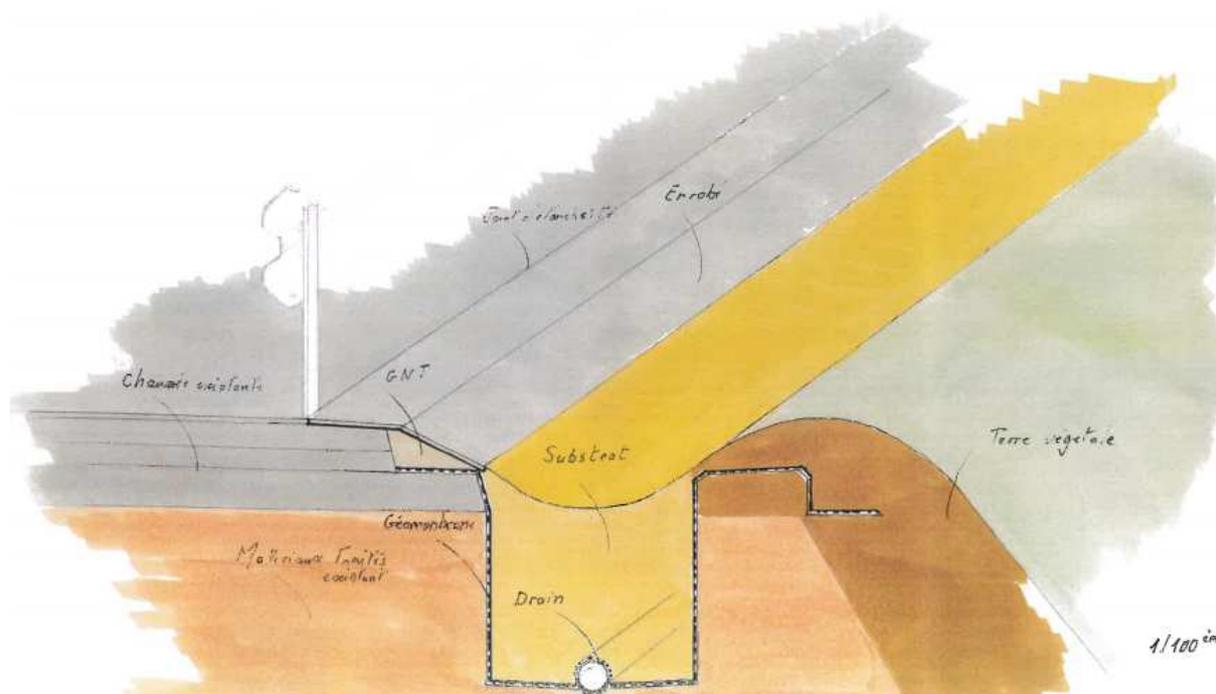


Figure 33 : Dessin de la noue filtrante (Thomas, 2016a)

Sur cette section, l'accotement végétalisé est remplacé par un accotement bitumé de faible largeur, acheminant les eaux par ruissellement superficiel dans une noue peu profonde (20 cm) munie d'un massif filtrant en mélange terre-sable d'une épaisseur de 50 cm, d'une largeur de 70 cm et d'une longueur de 32 m. L'ensemble des eaux de ruissellement de la voirie rejoignent le massif filtrant sans perte ni prétraitement préalable. Les dimensions de l'ouvrage sont contraintes par la place disponible, l'ouvrage devant tenir sur l'emplacement de l'ancien accotement végétalisé.

L'extrémité de l'accotement bitumé est en pente de façon à assurer un bon écoulement de l'eau vers la noue et une répartition uniforme de ce ruissellement.

Afin d'empêcher les écoulements préférentiels à l'interface entre l'accotement et le sol suspectés sur les biefs existants, un débord de l'accotement imperméable au-dessus du massif filtrant a été réalisée au niveau de la noue filtrante. La couche de substrat filtrant du nouveau dispositif, d'une épaisseur de 0.5 m au lieu de 0.2 m pour les ouvrages initiaux, suit les recommandations internationales pour ce type de système et devrait favoriser la survie des plantes. Le substrat filtrant est produit selon la même procédure que le substrat filtrant du dispositif initial : c'est un mélange de 40% volumique de terre végétale et de 60% de sable calcaire. La noue filtrante est plantée avec *Carex gracilis*, une des espèces qui a bien survécu dans le dispositif initial.

Afin de faciliter l'échantillonnage et permettre l'évaluation des flux, le massif filtrant est entièrement étanché par une géomembrane en PEHD (Renolit Alkorplane 02339) et drainé vers une cuve par un drain agricole, également en PEHD (ATE AgroFibre).



Figure 34 : La noue filtrante rempli d'eau avant la pose des redans en Mai 2016; l'eau déborde en aval de l'ouvrage, alors qu'il n'y a pas de stockage sur la partie amont.

Au droit de la noue filtrante, la RD 212 a une pente d'environ 1,3% dans le sens de circulation; la surface de la noue filtrante suit la même pente. A la réalisation de la noue filtrante, cette pente limitait fortement la capacité de stockage d'eau à la surface de la noue filtrante, et la surface sollicitée par l'infiltration (Figure 34). Ainsi, lorsque la noue filtrante débordait en aval, le miroir d'eau atteignait 21.8 m depuis l'extrémité aval de la noue filtrante ; le stockage d'eau, ayant une forme triangulaire du fait de la pente, avait une hauteur moyenne de 9 cm. Afin

d'augmenter le volume de stockage de la noue filtrante et favoriser la sollicitation d'une plus grande proportion du substrat filtrant, deux redans ont été mis en place dans la noue filtrante, la divisant en trois sections.

Dans un premier temps, du fait d'une erreur humaine et d'un défaut de communication entre les équipes, un seuil de déversement a été placé à une distance de 11.4 m de l'extrémité aval de la noue filtrante, avec les deux redans de séparation à 17.4 m et 25.5 m de l'aval. L'ouvrage a fonctionné dans cette configuration du 7 juin 2016 et le 20 juillet 2016. Ensuite, le seuil a été déplacé à l'extrémité aval de la noue filtrante et les redans ont été déplacés à des distances de 10.6 m et de 21.1 m du seuil. La noue filtrante est ainsi découpée en trois parties de dimensions similaires (Figure 35).

La Figure 36 montre le développement de la noue filtrante au cours de l'étude.

◀ Développement méthodologique ▶

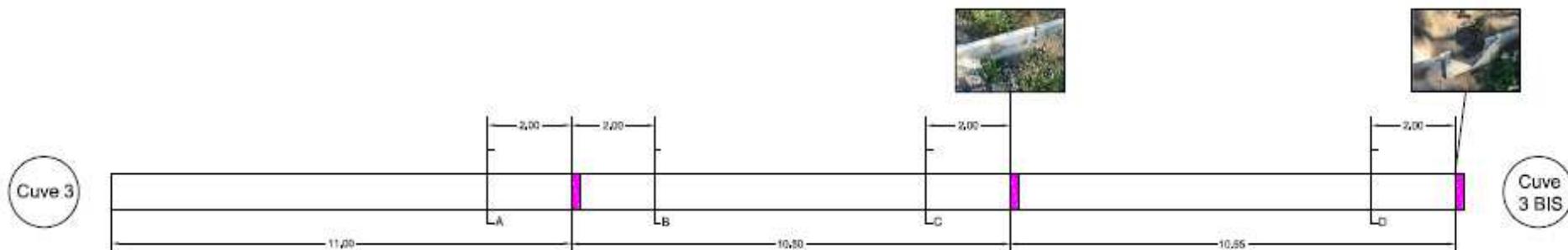


Figure 35 : Schéma de l'emplacement de final des redans dans la noue filtrante (Kanso, 2016)

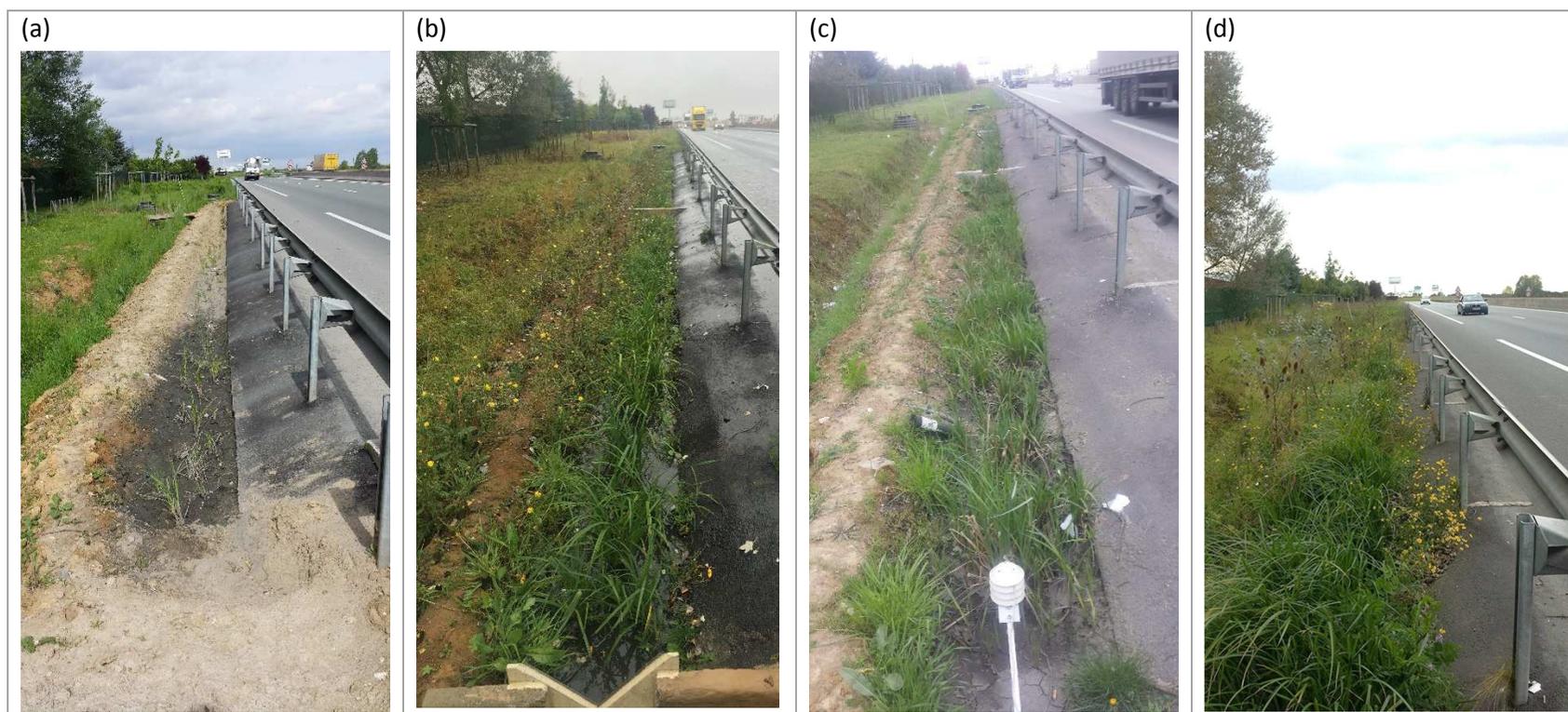


Figure 36 : La noue filtrante en (a) Mai 2016, (b) Septembre 2016, (c) Mars 2017 et (d) Septembre 2017

Chapitre 4: Dispositif et protocoles expérimentaux

4.1. Dispositif métrologique mis en œuvre

Le dispositif métrologique mis en œuvre a pour objectif de permettre la prise d'échantillons moyens événementiels, représentatifs du volume écoulé. Les points d'échantillonnage sont également équipés d'une mesure de débit afin de pouvoir évaluer des flux, asservir un préleveur automatique et/ou évaluer la proportion d'un événement pluvial représenté par un échantillon. A chaque point d'échantillonnage, deux types de flaconnage peuvent être disposés simultanément : l'un en plastique (PEHD) dont le contenu sera dédié à l'analyse des ETM et l'autre en verre dont le contenu permettra l'analyse des micropolluants organiques.

Les systèmes de mesure en continu ont été mis en œuvre par Philippe Dubois, en charge de la métrologie au LEESU. Les systèmes d'échantillonnage d'eau ont été conçus et installés dans le cadre de la thèse, avec une aide de la cellule technique du LEESU (Philippe Dubois, Mohamed Saad) et du CEREMA (Jean-François Durmont).

4.1.1. Suivi des eaux de ruissellement de voirie (RR)

Les eaux de ruissellement, dénommées eaux brutes, de la route sont collectées dans un regard dédié, alimenté par un bassin versant de voirie de 945 m² (cf. Bassin versant référence de la Figure 17 et point de mesure RR dans la Figure 37). L'eau entre dans ce regard par un avaloir (Figure 38). L'alimentation électrique du dispositif expérimental est assurée par une batterie rechargée par des panneaux solaires. Les conditions humides dans ce regard ont entraîné plusieurs pannes du système électronique, menant à une perte de certaines données en continu et des défaillances d'échantillonnage pour quatre des 19 événements échantillonnés.

4.1.1.1. Mesure du débit

Dans ce regard, l'eau passe Le suivi hydrologique est fait par auget basculant (UFT, Figure 39). Chaque basculement correspond à un volume de 17.4 L. Les basculements horodatés de l'auget sont enregistrés en continu depuis le 26 novembre 2015.

4.1.1.2. Suivi qualité et échantillonnage

Un suivi en continu de la qualité des eaux brutes est réalisé à l'aide d'une sonde multi-paramètre (conductivité électrique, turbidité, température) depuis le 26 novembre 2015. Les données de turbidité issues de ce suivi sont notamment utilisées pour affiner le calcul du flux entrant dans la noue filtrante nécessaire à l'établissement du bilan de masse.

Les eaux brutes sont échantillonnées par deux échantillonneurs automatiques avec pompe péristaltique (Sigma SD 900 P), les deux pompant l'eau au niveau de l'entrée du regard (Figure 41) à l'aide d'un tuyau en téflon. Les échantillonneurs automatiques ont été réglés pour récupérer 250 mL tous les 10 basculements de l'auget (174 L), ce qui correspond à 0.14% du volume écoulé. Chaque tête de prélèvement alimente un monoflacon de 20L situé dans une enceinte réfrigérée. Afin de pouvoir analyser tous les polluants, chaque préleveur contient un monoflacon de type différent : verre et plastique.

◀ Développement méthodologique ▶

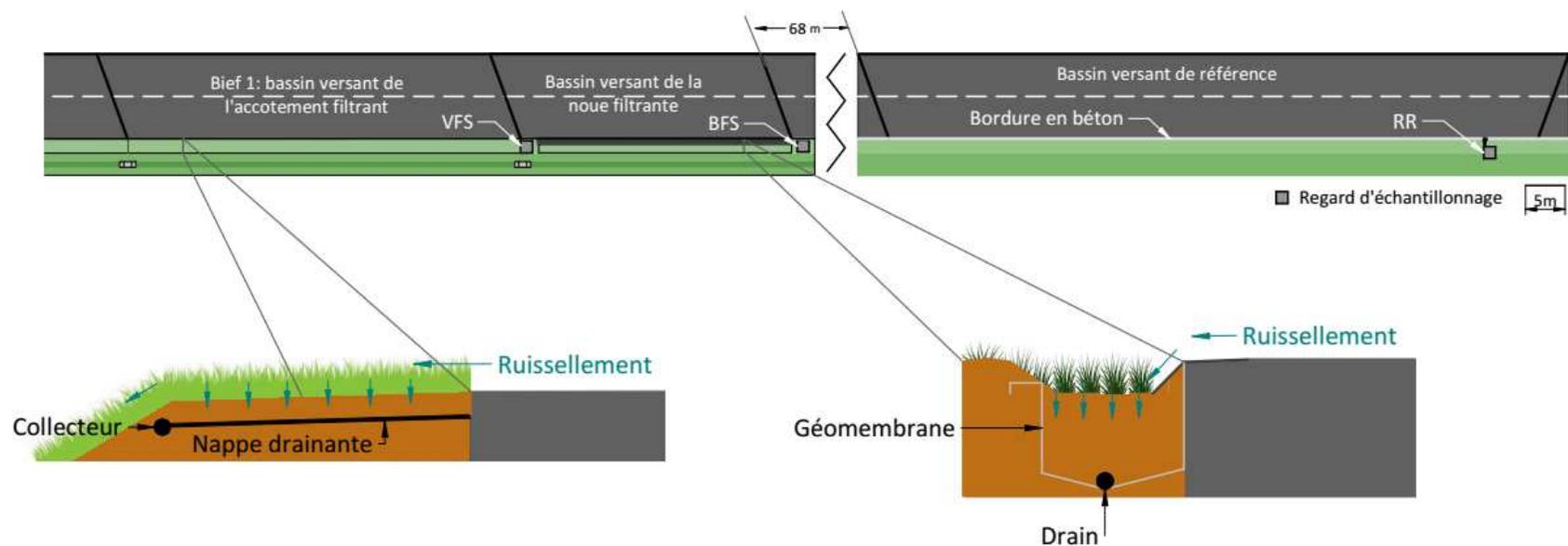


Figure 37 : Schéma des points d'échantillonnage à Compans, RR est le point d'échantillonnage des eaux de ruissellement non traitées ; BFS est le point d'échantillonnage dans le drain de la noue filtrante ; VFS est le point d'échantillonnage de l'accotement filtrant.



Figure 38 : Avaloir du regard des eaux brutes



Figure 39 : Auget basculant du regard des eaux brutes



Figure 40: Sonde multi-paramètre

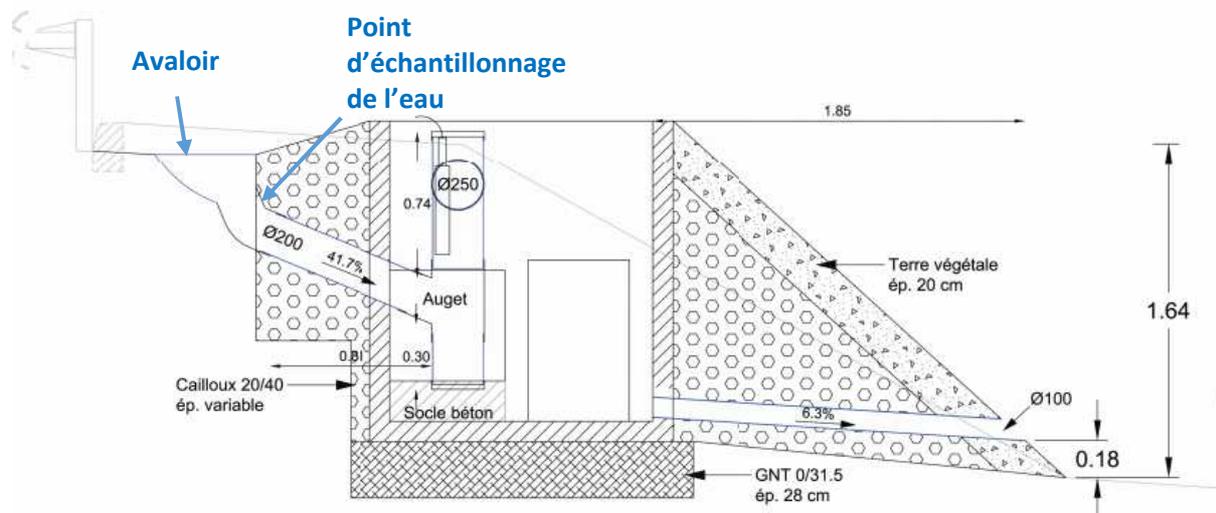


Figure 41 : Plan du regard d'échantillonnage des eaux brutes, adapté du (CD 77, 2014)

4.1.2. Suivi des eaux traitées

4.1.2.1. Mesure du débit

Les eaux drainées sous l'accotement filtrant arrivent dans une cuve enterrée (point de mesure VFS). La mesure de débit se fait par auget basculant (Précis-Mécanique). Chaque basculement correspond à un volume de 1 L. Ces équipements ont été installés dans le cadre du programme de mesure mené par le CD 77. Les données sont enregistrées par une mini-centrale d'acquisition des données. La mesure de débit en continu est en cours depuis le 24 octobre 2013 ; des dysfonctionnements du système d'enregistrement de données ont occasionné la perte de quelques mois de données.



Figure 42 : Déversoir triangulaire employé pour mesurer la surface de la noue filtrante

Un auget basculant identique est en place dans la cuve enterrée dans laquelle débouche le drain de la noue filtrante (point de mesure BFS). L'auget est relié à une centrale d'acquisition des données. La mesure de débit dans la noue filtrante a démarré le 7 avril 2016.

La noue filtrante comporte un dispositif de surverse, équipé d'un déversoir triangulaire à lame mince avec un capteur mesurant la hauteur d'eau, relié à une centrale d'acquisition, afin de déterminer le débit surversé. Ce dispositif fonctionne depuis le 30 septembre 2016.

4.1.2.2. Echantillonnage de l'eau

Un dispositif de fractionnement et d'échantillonnage des eaux drainées de l'accotement filtrant (point VFS en Figure 37) a été mis en place dans la cuve récupérant les eaux de drainage. Une fraction de l'eau sortant de l'auget à chaque basculement est collectée par des goulottes et stockée dans des flacons (Figure 43). Afin d'assurer la compatibilité des matériaux du système de collecte avec les micropolluants analysés, deux types de système de fractionnement ont été mis en place. Les macropolluants et les métaux sont analysés dans l'eau collectée par un système en plastique (goulotte en PVC, flacon en PEHD, tuyau en téflon), alors que les micropolluants organiques sont analysés dans l'eau collectée par un système en inox (goulotte), en téflon (tuyau) et en verre (flacon). Chaque système est dédoublé afin de pouvoir mettre 2 flacons de 10L en verre et 2 flacons de 10L en plastique pour chaque événement (on utilise des flacons de 10L au lieu de flacons de 20L comme pour les autres points du fait du faible dénivelé entre la tablette sur laquelle est fixé l'auget et le fond de la cuve). Le système de fractionnement a été installé en novembre 2015. Des tests ont été faits en alimentant manuellement l'auget en eau afin de déterminer le pourcentage du volume collecté par basculement. Ces tests ont montré qu'environ 3% du volume total de l'eau est collectée par tuyau (soit 7% en total pour les deux flacons en verre et 7% en total pour les deux flacons en plastique).



Figure 43: Système de fractionnement de l'eau dans la cuve de l'accotement filtrant

Un système semblable est mis en œuvre dans la cuve de la noue filtrante (point de mesure BFS en Figure 37). Dans ce système, des tuyaux avec un revêtement intérieur en téflon (Tygon) collectent une fraction de l'eau à chaque basculement d'auget et sont introduits dans des flacons lors de l'échantillonnage (Figure 44). Ces tuyaux récupèrent chacun environ 1% du volume écoulé. Sur ce point, on utilise des flacons de 20L dans lesquels on insère un ou deux tuyaux en fonction de la hauteur de pluie prévue pour un événement pluvieux. Comme sur les autres points de prélèvements, l'eau pour analyse des micropolluants métalliques est collectée

dans des flacons en plastique alors que celle pour l'analyse de micropolluants organiques est collectée dans les flacons en verre.



Figure 44 : Système de fractionnement de l'eau dans la cuve de la noue filtrante

4.1.3. Mesure de la pluie

La pluie est mesurée par une station météorologique implantée sur site (environ 30m au sud-ouest de l'accotement filtrant suivi). Cette station, localisée dans l'enceinte d'un centre sportif appartenant à l'Aéroport de Paris, a été mise en œuvre par le CD 77 dans le cadre de son expérimentation à Compans ; elle est gérée par l'entreprise PulsoWeb. La pluie est mesurée par auget basculant de précision de 0.2 mm. Ce dispositif enregistre l'heure de chaque basculement. A partir d'une chronique d'heures de basculement, on peut calculer les cumuls et les intensités de pluie au pas de temps désiré.

4.2. Protocoles d'échantillonnage de l'eau

L'échantillonnage de l'eau se fait à l'échelle de l'événement pluvieux. Seuls les événements pluvieux ayant lieu entre le dimanche matin et le mercredi soir sont échantillonnés. En effet, le traitement d'un échantillon nécessite deux jours consécutifs de travail en laboratoire, devant commencer dès la récupération de l'échantillon afin d'éviter la dégradation des micropolluants organiques ou des évolutions dans la répartition dissous-particulaire.

Chaque campagne d'échantillonnage implique deux interventions sur le terrain. L'objet de la première intervention est de nettoyer les équipements d'échantillonnage, mettre en place les flacons et déclencher le programme de prélèvement dans le regard des eaux brutes (pour le protocole détaillé, voir l'Annexe 10). Cette intervention est planifiée suite à une prévision météorologique d'une pluie significative (>2 mm de pluie) devant avoir lieu l'un des jours de la semaine pour lesquels l'échantillonnage est possible.

Le regard des eaux brutes est équipé d'un dispositif permettant l'envoi d'un SMS pour signaler la fin de l'écoulement en provenance de la voirie et déclencher ainsi la deuxième intervention de la campagne correspondant à la récupération des échantillons. Cette intervention doit avoir lieu dans les 24 heures suivant la réception de ce message. Les flacons, ainsi que les données

de débit et les mesures en continu de qualité sont alors récupérés (pour le protocole détaillé, voir l'Annexe 12).

Ces interventions de terrain sont effectuées par une équipe d'un minimum de deux personnes. Intrinsèquement liées aux conditions météorologiques, elles ne peuvent pas être prévues à l'avance, ce qui constitue un défi d'organisation. Il convient en effet de mobiliser rapidement les ressources humaines disponibles pour aider à leur mise en œuvre. De ce fait, un grand nombre de personnes ont participé à ces campagnes. La cellule technique du LEESU (Mohamed Saad et Philippe Dubois) et Steven Deshayes, post-doctorant du LEESU, chargé de la tâche de screening ciblé des micropolluants sur le projet Roulépur, ont participé à un grand nombre de campagnes, tout comme plusieurs stagiaires : Tianran Dong, Phung Nguyen, Delphine Truong, Meriem Kajeiou et Maria Vitart de Abreu Lima. De l'aide ponctuelle a également été apportée par Marie-Christine Gromaire, directrice de recherche au LEESU et coordonnatrice du projet Roulépur et Jean-François Durmont, technicien au CEREMA.

Suite à la récupération des échantillons sur le terrain, ils sont transportés au laboratoire du LEESU à Créteil. Dans la même journée, chaque échantillon est réparti en aliquotes nécessaires aux différentes analyses et certains sous-échantillons sont expédiés au CEREMA de Trappes ou à IFSTTAR de Nantes. De plus, les échantillons doivent être filtrés pour les analyses effectuées au LEESU (MES/COD/COP, alkylphénols, phtalates). Le pH, la conductivité et la turbidité sont également mesurés (pour le protocole détaillé du prétraitement des échantillons, voir l'Annexe 13).

Le prétraitement des échantillons a également été réalisé en équipe, cette fois-ci avec l'aide principale apportée par la cellule technique du LEESU basée à Créteil (Emilie Caupos, Lila Boudahmane, Chandirane Partibane) et Steven Deshayes. Mohamed Saad, Caroline Soares et les stagiaires (Tianran Dong, Phung Nguyen, Delphine Truong, Meriem Kajeiou et Maria Vitart de Abreu Lima) ont également contribué à ce travail.

Suite au prétraitement des échantillons, les flacons d'échantillonnage sont rincés abondamment à l'eau du robinet de façon à décrocher toutes les particules pouvant adhérer aux parois. Ensuite, chaque flacon est rempli de l'eau de robinet avec l'équivalent d'un bouchon de détergent (TFD4 pour les flacons en verre, Extran pour les flacons en plastique). Les flacons restent ainsi pendant une durée de 16-24 heures. Ensuite, chaque flacon est rincé plusieurs fois à l'eau du robinet de façon à enlever tout le détergent, puis trois fois à l'eau déminéralisée et deux fois à l'eau ultra-pure. Ce protocole de nettoyage est suivi immédiatement après chaque campagne de façon à assurer que les flacons soient préparés à l'avance et prêts pour la campagne suivante.

4.3. Protocoles d'échantillonnage du sol

La caractérisation du sol des ouvrages de biofiltration peut apporter de nombreuses informations intéressantes. Nous avons ainsi déjà vu (cf. partie 3.2.2) que ce type de travail peut aider à mieux comprendre la sollicitation relative de différentes parties de l'ouvrage. Il peut également nous fournir des éléments pour comprendre les processus de rétention de polluants. Enfin, une caractérisation de la masse de polluant stockée dans le sol est essentielle pour l'établissement d'un bilan de masse d'un ouvrage.

Le sol a été échantillonné selon la méthode développée dans la thèse de Tedoldi (2017). Selon cette méthode, l'échantillonnage du sol d'un site se fait en deux temps. Dans un premier temps, on échantillonne un grand nombre de points à la surface (premiers 1-2 cm), généralement suivant une maille régulière. Ces échantillons sont ensuite analysés par spectrométrie de Fluorescence X, une méthode d'analyse élémentaire semi-quantitative et peu coûteuse. Après analyse, on peut produire des cartographies de concentrations en certains éléments généralement associés aux eaux de ruissellement urbaines (Pb, Zn, Cu), ce qui donne une idée de la variabilité spatiale de la contamination.

En prenant l'hypothèse que la contamination à la surface est corrélée avec la contamination en profondeur, on s'appuie sur cette cartographie pour choisir les emplacements de prélèvements en profondeur. Ainsi identifie-t-on des zones de contamination similaire dans lesquelles on prélève plusieurs carottes. Chaque carotte est découpée en 2-3 tranches pour caractériser la variabilité de la contamination avec la profondeur. Pour l'analyse des micropolluants, on mélange chaque tranche des différentes carottes afin d'obtenir un échantillon composite représentatif de la zone et de la profondeur échantillonnées. Afin d'avoir une vision de la variabilité entre les différentes carottes prélevées dans chaque zone, on analyse chaque sous-échantillon par Fluorescence X. Nous avons déjà décrit l'application de cette méthode au niveau des accotements (cf. Section 3.2.2.2.3). Son application à la noue filtrante est décrite par la suite.

L'échantillonnage du sol de la noue filtrante suit une approche similaire. Le sol de surface de la noue filtrante a été échantillonné pour l'analyse des métaux par Fluorescence X en Mars 2017, après environ un an de fonctionnement. Cet échantillonnage s'est fait selon une grille identique sur chacune des trois parties de la noue filtrante, délimitées par les redans (Figure 45a).

La campagne de carottage de la noue filtrante s'est déroulée en avril 2017. Deux ou trois zones de contamination similaire ont été délimitées dans chaque section, sur la base des cartographies de surface de Zn, de Pb et de Cu ; deux à quatre carottes ont été prélevées dans chaque zone. Ces zones, ainsi que les points de prélèvement des carottes, sont représentées dans la Figure 45b, avec en arrière-plan la cartographie de la contamination en cuivre. Chaque carotte a été découpée en trois tranches : 0-5 cm, 5-15 cm et 15-50 cm. Pour l'analyse des micropolluants organiques, un échantillon composite par zone et par profondeur a été établi. Afin de caractériser la variabilité spatiale de la contamination en profondeur, un échantillon a été prélevé pour l'analyse par Fluorescence X dans chaque carotte et à chaque profondeur. Dans un premier temps, seuls les échantillons composites de surface ont été envoyés à l'IFSTTAR de Nantes pour l'analyse des ETM et des éléments majeurs par ICP-OES après minéralisation totale, dans l'objectif d'établir une relation entre les teneurs en Cu, Zn et Pb déterminées par ces deux méthodes. Cependant, lors de l'établissement du bilan de masse, des questions associées à la variabilité des concentrations en certains éléments dans le substrat de la noue filtrante se sont posées. Il a alors été jugé utile d'analyser l'ensemble des échantillons composites par ICP-OES pour les ETM et les éléments majeurs. Pour ce faire, du sol initialement prélevé pour l'analyse des micropolluants organiques a été utilisé. Pour une présentation de tous les échantillons prélevés au cours de la campagne de carottage de la noue filtrante, voir l'Annexe 14.

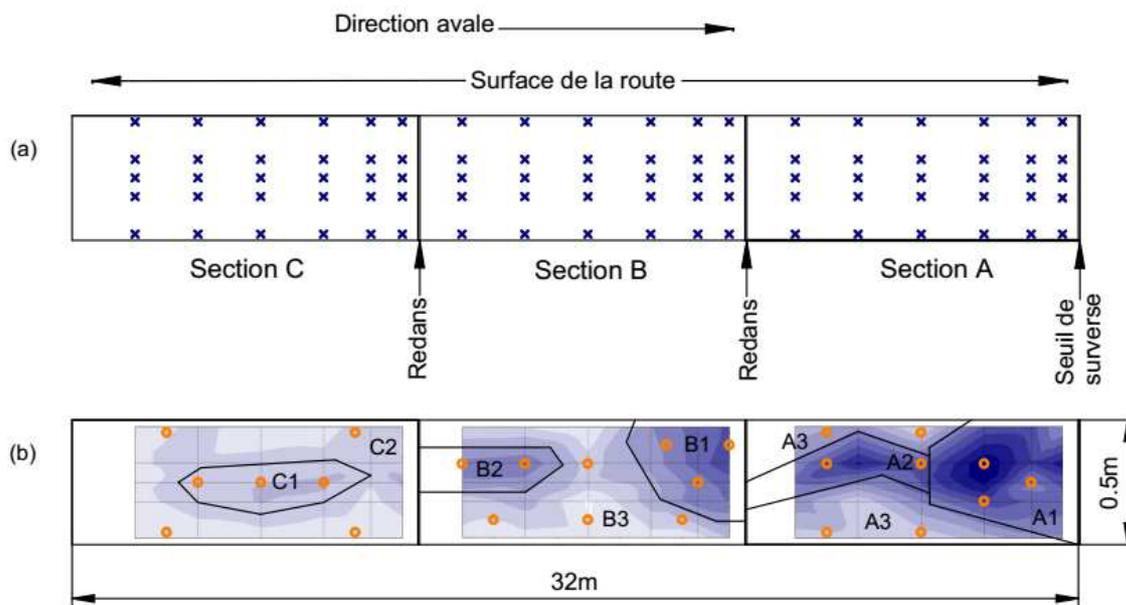


Figure 45 : Points d'échantillonnage du sol de la noue filtrante (a) à la surface et (b) en profondeur, avec en arrière-plan la cartographie de contamination à la surface de cuivre. Les points d'échantillonnage à la surface sont représentés par les x bleus ; les points de prélèvement de carottes sont représentés par les cercles orange.

Les échantillons de surface sont prélevés en utilisant une petite pelle en acier inoxydable, rincée à l'eau ultra-pure entre les prélèvements. Les carottes sont prélevées avec une tarière en acier inoxydable, également lavée avec l'eau ultrapure entre chaque prélèvement.

Les échantillons pour l'analyse par Fluorescence X sont conservés dans des flacons en plastique de 125 mL. Les échantillons sont rapportés au laboratoire, séchés à l'étuve (40°C) pendant 7 jours, avant d'être broyés manuellement et tamisés à 2 mm avec un tamis en nylon. Les analyses sont réalisées au CEREMA à Trappes avec un appareil portable Niton Xl3t.

Les échantillons composites de sol doivent être conservés et prétraités différemment en fonction de l'analyse à effectuer. Deux à trois sous-échantillons sont ainsi prélevés pour chaque échantillon composite issu des carottes. L'analyse des hydrocarbures totaux doit se faire sur l'échantillon brut ; un échantillon spécifique est prélevé pour ce paramètre dans un flacon pré-grillé en verre ambré de 250 mL. Ce flacon est congelé en attendant son analyse. L'analyse du COP, des HAP, des alkylphénols, du BPA et des phtalates se fait suite à une extraction d'une petite masse (<1 g) de sol. Pour ces analyses, le sol est prélevé dans un flacon pré-grillé en verre ambré de 125 mL. Dès l'arrivée au laboratoire, ces échantillons sont congelés, puis lyophilisés, tamisés à 2mm et broyés avec un mortier afin de former une poudre avant l'extraction. Les échantillons destinés à l'analyse des ETM et des éléments majeurs par ICP-OES sont conditionnés dans des sacs en plastique, fournis par le laboratoire d'analyse (IFSTTAR de Nantes). Ces échantillons sont conservés au frais et au noir avant et pendant leur expédition au laboratoire d'analyse, puis séchés et tamisés à 2 mm avant leur minéralisation totale (mélange d'acide nitrique, d'acide fluorhydrique et d'acide chlorhydrique).

L'échantillonnage de l'accotement a été mené au cours d'un travail commun avec un autre doctorant du LEESU, Damien Tedoldi, avec l'aide de Marie-Christine Gromaire et Lionel Hamel. Le travail de prétraitement et d'analyses par Fluorescence X des échantillons de

l'accotement a également été effectué en binôme avec Damien Tedoldi. L'échantillonnage du sol de la noue filtrante a été mené avec deux stagiaires, Meriem Kajeiou et Maria Vitart de Abreu Lima, qui ont également contribué au prétraitement de ces échantillons et à leur analyse par fluorescence X au CEREMA à Trappes.

4.4. Protocoles d'analyse d'échantillons

Toutes les analyses ont été effectuées selon les protocoles définis dans le projet Roulépur. Dans ce projet, les analyses sont effectuées dans trois laboratoires : le LEESU, le CEREMA à Trappes et l'IFSTTAR à Nantes (Tableau 33). L'analyse des MES est effectuée par les trois laboratoires afin de minimiser les incertitudes associées à ce paramètre qui intervient dans le calcul de la concentration totale pour tous les micropolluants. L'analyse du COD et du COP a été réalisée au LEESU par Mohamed Saad. L'analyse des micropolluants organiques (BPA, alkylphenols, phtalates) au LEESU est effectuée sous la responsabilité d'Emilie Caupos avec des contributions de Chandirane Partibane, de Lila Boudahmane et de Steven Deshayes. Au CEREMA, les analyses sont réalisées sous la responsabilité de Laurent Meffray. C'est e Dominique Demare qui en a la responsabilité à l'IFSTTAR.

Analyse	Laboratoire(s)
pH, conductivité	CEREMA, LEESU
Turbidité	LEESU
MES	CEREMA, IFSTTAR, LEESU
CO	LEESU
N, P	CEREMA
HT	
HAP	
Eléments majeurs	IFSTTAR de Nantes
ETM	
Alkylphénols & BPA	LEESU
Phtalates	

Tableau 33 : Laboratoires responsables de différentes analyses

Dans le projet Roulépur, les micropolluants sont analysés à la fois dans la phase dissoute et la phase particulaire. Pour ce faire, les échantillons doivent être filtrés rapidement après leur réception au laboratoire, afin d'éviter une évolution de cette répartition pouvant avoir lieu au cours du vieillissement de l'échantillon. Les échantillons d'eau sont filtrés sur un filtre pré-pesé et, pour les polluants organiques, pré-grillé. Le filtrat est réservé pour l'analyse de la fraction dissoute, généralement après extraction et pré-concentration afin d'atteindre une concentration en solution pouvant être quantifiée par les méthodes d'analyse employées. Le filtre est conservé et séché par une méthode adaptée à l'analyse visée (e.g. lyophilisation pour les micropolluants organiques, séchage à l'étuve pour le COP). Une fois séché, le filtre est pesé afin de connaître la masse en particules retenues. Il fait ensuite l'objet d'une extraction ; l'analyse de cet extrait permet alors la caractérisation de la teneur en polluant des particules. La concentration totale (C_T) dans l'eau est calculée selon l'équation suivante, où C_D est la concentration dissoute, S_P est la teneur des particules et C_{MES} est la concentration en MES de l'eau.

$$C_T = C_D + S_P \cdot C_{MES}$$

Paramètre	Méthode	Limite de quantification (LQ)
MES	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Méthode : Filtration Norme : NF EN 872	2 mg/L
CO	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Méthode : Combustion catalytique- Détecteur d'infrarouge Norme : NF EN 1484 (Dissout)	Dissous : 0.3 mg/L Particulaire : $\frac{70}{M}$ mg/g
N, P	Filtre : 0.7 µm fiberglass Extraction : Minéralisation et distillation (NK), minéralisation (P) Méthodes : Titration (KN), Colorimétrie (P, NH ₄ ⁺), Chromatographie ionique (NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻) Normes : NP EN 25663 (KN), NF EN ISO 6878 (P), NF T 90-015 2 (NH ₄ ⁺), NF T 90-015 2 (NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻)	Dissous et Total : 1 (KN), 0.1 (P) mg/L Dissous : 0.04 (N-NH ₄ ⁺), 0.08 (N-NO ₂ ⁻), 0.05 (N-NO ₃ ⁻), 0.16 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L
ETM	Filtre : 0.45 µm acétate de cellulose Méthodes : ICP-MS and ICP-OES Extraction : Acidification à 1% HNO ₃ (dissous), Attaque totale par HF et HClO ₄ , évaporation et reprise du résidu avec HNO ₃ (particulaire) Normes : NF X31-147 (acid digestion), NF EN ISO 17294 (ICP-MS), NF EN ISO 11885 (ICP-OES)	Dissous : 0.1 (As), 0.1 (Cd), 2 (Co), 0.1 (Cr), 0.2 (Cu), 0.2 (Ni), 0.1 (Pb), 0.1 (V), 0.3 (Zn) µg/L Particulaire : 1 (As), 0.1 (Cd), 0.4 (Co), 1 (Cr), 0.4 (Cu), 1 (Ni), 1 (Pb), 0.4 (V), 1 (Zn) mg/kg
Eléments majeurs	Filtre : 0.45 µm acétate de cellulose Extraction : Acidification à 1% HNO ₃ (dissous), Attaque totale par HF et HClO ₄ , évaporation et reprise du résidu avec HNO ₃ (particulaire) Méthode : ICP OES Norme : NF X31-147 (Attaque total), NF EN ISO 11885 (ICP-OES)	Dissous : 0.1 (Al), 0.005 (Fe), 0.001 (Mn), 0.002 (Mo), 0.001 (Sr), 0.002 (Ti), 0.1 (Na), 0.1 (K), 0.01 (Mg), 0.1 (Ca), 0.005 (Ba), 0.06 (Si) mg/L Particulaire : 20 (Al), 1 (Fe), 0.2 (Mn), 0.1 (Sr), 0.4 (Ti), 20 (Na), 20 (K), 2 (Mg), 20 (Ca), 1 (Ba), 200 (Si) mg/kg
TPH	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Extraction : Liquide-liquide (dissous), solide-liquide ultrason (particulaire) Méthode : GC-FID Norme : NF EN ISO 9377-2 (dissous), NP ISO 16703 (particulaire)	Dissous : 0.2 mg/L Particulaire : $\frac{50}{M}$ mg/g
PAH	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Extraction : Liquide-liquide (dissous), solide-liquide ultrason (particulaire) Méthode : GC-MS Norme : XP ISO-TS 28581 and NF ISO 28540 (dissout), XP X33-012 and NF EN 15527 (particulaire)	Dissous : 10 ng/L Particulaire : $\frac{20}{M}$ µg/g
BPA/AP	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Extraction : Extraction sur phase solide (dissous), Micro-onde (particulaire) Méthode : UPLC-MSMS	Dissous : 11 (BPA), 79 (NP), 31 (NP ₁ EO), 62 (NP ₂ EO), 2 (NP ₁ EC), 7 (OP), 17 (OP ₁ EO), 5 (OP ₂ EO) ng/L Particulaire : $\frac{2.6}{M}$ (BPA), $\frac{20}{M}$ (NP), $\frac{7.7}{M}$ (NP ₁ EO), $\frac{16}{M}$ (NP ₂ EO), $\frac{0.43}{M}$ (NP ₁ EC), $\frac{1.7}{M}$ (OP), $\frac{4.2}{M}$ (OP ₁ EO), $\frac{1.3}{M}$ (OP ₂ EO) µg/g
PAE	Filtre : 0.7 µm fibre de verre Extraction : Extraction sur phase solide (dissous), Micro-onde (particulaire) Méthode : GC-MS	Dissous : 250 (DMP), 520 (DiBP), 180 (DBP), 350 (DEHP), 110 (DNP) ng/L Particulaire : $\frac{63}{M}$ (DMP), $\frac{130}{M}$ (DiBP), $\frac{44}{M}$ (DBP), $\frac{88}{M}$ (DEHP), $\frac{28}{M}$ (DNP), µg/g

Tableau 34 : Synthèse des méthodes d'analyse

Le pH et la conductivité sont analysés avec une sonde multiparamètre Multi 340i de l'entreprise WTW, alors que la turbidité est mesurée par néphélométrie avec un turbidimètre 2100P de l'entreprise Hach. Les autres méthodes d'analyse employées sont récapitulées dans le Tableau 34. Ces méthodes ont toutes été développées et validées en dehors du cadre de la thèse. Les incertitudes associées à ces méthodes sont présentées dans le Tableau 35.

Paramètre	Incertitude
MES	Niveau de confiance (NC) : 95% $\pm 10/\sqrt{3}$
C organique	NC: 95% $\pm 10\%$
N, P	NC: 95% Niveau spécifié (NS): 5 (KN), 0.2 (P), 0.08 (N-NH ₄ ⁺), 0.08 (N-NO ₂ ⁻), 0.11 (N-NO ₃ ⁻), 0.16 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Incertitude absolue entre la LQ et la NS: ± 0.5 (NK), 0.04 (P), 0.02 (N-NH ₄ ⁺), 0.05 (N-NO ₂ ⁻), 0.01 (N-NO ₃ ⁻), 0.07 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Incertitude relative au-delà de la SL: ± 10 (KN), 20 (P), 20 (N-NH ₄ ⁺), 20 (N-NO ₂ ⁻), 10 (N-NO ₃ ⁻), 10 (P-PO ₄ ³⁻) %
ETM	NC: 95% Dissous: ± 9 (As), 8 (Cd), 6 (Co), 11 (Cr), 9 (Cu), 11 (Ni), 9 (Pb), 10 (V), 14 (Zn) % Particulaire: ± 11 (As), 24 (Cd), 14 (Co), 13 (Cr), 14 (Cu), 15 (Ni), 16 (Pb), 13 (V), 13 (Zn) %
Éléments majeurs	CL: 95% Dissous: ± 7 (Al), 6 (Fe), 7 (Mn), 9 (Mo), 8 (Sr), 8 (Ti), 9 (Na), 10 (K), 6 (Mg), 8 (Ca), 9 (Ba) % Particulaire: ± 10 (Al), 11 (Fe), 13 (Mn), 23 (Mo), 10 (Sr), 12 (Ti), 9 (Na), 9 (K), 10 (Mg), 9 (Ca), 10 (Ba) %
HT	CL: 95% SL: 0.3 mg/L (dissous), 75 µg/g (particulaire) Incertitude absolue entre la LQ et la NS: ± 0.12 mg/L (dissous), 30 mg/kg (particulaire) Incertitude relative au-delà de la SL: $\pm 40\%$ (dissous et particulaire)
HAP	CL: 95% SL: 20 ng/L (dissous), 0.03 µg/g (particulaire) Incertitude absolue entre la LQ et la NS: ± 6 ng/L (dissous), 0.006 µg/g (particulaire) Incertitude relative au-delà de la SL: ± 40 (dissous), 20 (particulaire) %
BPA/AP	CL: 80% Dissous : ± 28 (BPA), 37 (NP), 91 (NP1EO), 67 (NP2EO), 29 (NP1EC), 61 (OP), 25 (OP1EO), 32 (OP2EO) % Particulaire: ± 25 (BPA), 44 (NP), 43 (NP1EO), 56 (NP2EO), 49 (NP1EC), 48 (OP), 40 (OP1EO), 19 (OP2EO) %
PAE	CL: 80% Dissous : ± 55 (DMP), 63 (DiBP), 24 (DBP), 53 (DEHP), 32 (DNP) % Particulaire: ± 45 (DMP), 35 (DiBP), 25 (DBP), 35 (DEHP), 50 (DNP) %

Tableau 35 : Les incertitudes associées aux méthodes d'analyse

4.5. Validation des mesures et résultats d'analyses

Une étape de validation des mesures est essentielle afin d'assurer la qualité des données traitées. L'objectif de cette section est de présenter le travail de validation des données qui a été effectué, d'abord pour les résultats des analyses des paramètres physico-chimiques et des micropolluants organiques et ensuite pour les mesures en continu.

4.5.1. Blancs de terrain

Afin de vérifier que les équipements d'échantillonnage ne contaminent les échantillons d'eau vis-à-vis des polluants étudiés, des blancs de terrain ont été effectués. Une première campagne a pris en compte le siphon du regard eau brute, l'échantillonneur automatique du regard eau brute et le dispositif de fractionnement du volume au niveau de la cuve de l'accotement filtrant (VFS). Il a été supposé que la contamination du fait des équipements d'échantillonnage à BFS serait similaire à celle de la VFS (voir moins important du fait de moins de matériaux en contact avec l'eau).

Lors de la première campagne de blancs, une contamination en phtalates a été observé au niveau du siphon de du regard eau brute. Pendant la première campagne, l'eau avait été laissée stagnante pendant quatre heures dans le regard eau brute, alors qu'en conditions réelle, elle est très peu en contact avec le siphon, le prélèvement ayant lieu normalement en amont du siphon. Ainsi une deuxième campagne a été menée sur le regard eau brutes sous conditions plus réaliste. Dans ces conditions, la contamination en phtalates n'avait pas lieu. Les protocoles de ces deux campagnes de blancs sont décrits en Annexe 15 ; les résultats sont présentés en Chapitre 5.

4.5.2. Analyses des paramètres physico-chimiques et des micropolluants organiques

La validation des analyses des paramètres physico-chimiques et des micropolluants organiques issues des différents laboratoires est essentielle. En effet, ces analyses peuvent être faussées par des erreurs liées aux équipements d'analyse, une contamination de l'échantillon, ou par une erreur humaine. Ce risque est encore plus important pour des micropolluants organiques pour lesquels la chaîne analytique comporte plusieurs étapes (filtration, injection d'étalons, extraction, analyse) et dont les concentrations dans l'eau peuvent être faibles par rapport aux sources ambiantes du laboratoire.

Les analyses des paramètres physico-chimiques et des micropolluants organiques sont d'abord vérifiées par les laboratoires d'analyse selon leurs propres méthodes de contrôle de qualité. Une première étape de validation est de vérifier systématiquement les courbes d'étalonnage employées pour le calcul des concentrations, ce qui permet l'identification de problèmes liés à un équipement analytique. Pour les micropolluants devant être extraits d'une solution, la qualité de l'extraction peut être évaluée avec un étalon interne injecté avant l'extraction. Certaines analyses (alkylphénols, phtalates et ETM) sont effectuées en duplicata, ce qui peut également permettre l'identification de problèmes analytiques touchant une seule analyse.

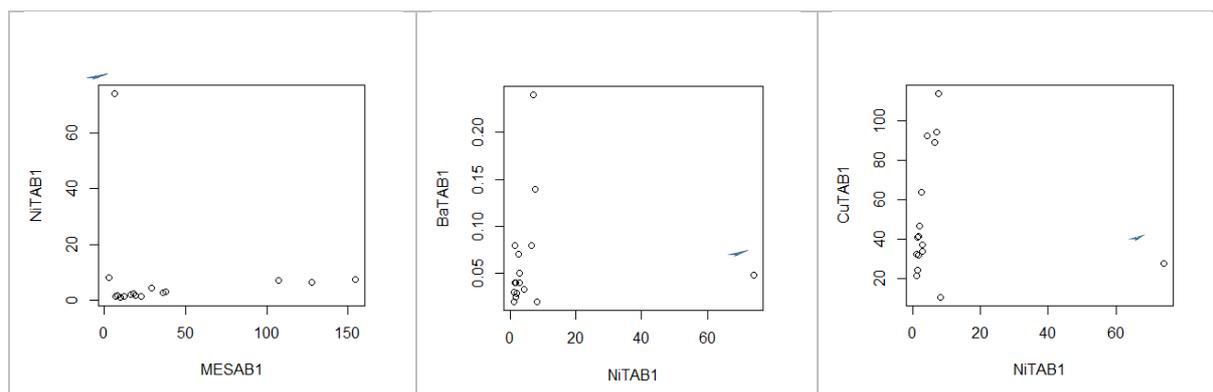


Figure 46 : Corrélations entre trois paires de polluants, permettant de mettre en avant une concentration aberrante pour le paramètre **NITAB1**

Même avec ces procédures, quelques erreurs peuvent persister. Ainsi, un deuxième niveau de validation a été mis en place sur l'ensemble des mesures dans l'eau. Cette approche repose sur le fait que certains paramètres tendent à être corrélés entre eux dans les eaux de ruissellement brutes et/ou dans les eaux de ruissellement traitées. Lorsque la valeur d'un paramètre est aberrante, elle ressort de la corrélation de ce paramètre avec un autre. Puisque les résultats sont analysés dans trois laboratoires différents pour les différentes familles, la comparaison des résultats entre familles permet d'identifier des problèmes tels que des inversions d'échantillons ou des contaminations pouvant concerner un seul laboratoire. Pour ce faire, on visualise les corrélations entre les concentrations de différents polluants pour tous les événements étudiés, notant lorsqu'un point ressort d'une corrélation. Une valeur aberrante est détectée lorsqu'un point ressort de la relation avec plusieurs autres paramètres ; la Figure 46 présente un exemple d'une telle observation. Quand on détecte une valeur aberrante, on demande d'abord au laboratoire de la vérifier, ce qui permet souvent de la corriger. Si la valeur est confirmée par le laboratoire, on la signale comme invalide et on ne la prend pas en compte pour la suite de l'analyse de données. On note que cette méthode est plus efficace pour des paramètres ayant de fortes corrélations avec d'autres paramètres, ce qui est souvent le cas pour

les concentrations totales de polluants majoritairement particulières mais est plus rarement le cas pour la fraction dissoute des polluants.

4.5.3. Mesures en continu

Les mesures en continu peuvent également être perturbées par des dysfonctionnements liés aux équipements de mesure ou à l'enregistrement ou à la transmission de données. Les mesures en continu de la pluie, du débit et de la turbidité interviennent dans l'interprétation des données et le calcul du bilan de masse. La validation de ces mesures est donc essentielle.

Une première approche de validation consiste à vérifier ou à étalonner les équipements de mesure de façon ponctuelle lors d'une intervention de terrain. Ainsi, le volume d'eau nécessaire pour induire un basculement d'auget a été mesuré pour les différents points de mesure débitométriques (dans le regard d'eau brute, dans les cuves drainant l'accotement filtrant et la noue filtrante). Cette mesure permet de déterminer le volume réel de l'auget dans son environnement et de l'utiliser dans les calculs de débit et de volume. Le volume de l'auget du pluviomètre a été vérifié par le CD 77. La mesure de la turbidité est vérifiée de façon périodique avec une solution étalon de turbidité connue afin de corriger toute dérive du capteur.

Une deuxième approche de validation consiste à comparer les données en continu avec d'autres mesures. Cette approche a été mise en œuvre pour les différents types de mesure.

La validation de la mesure de la pluie de Compans a été réalisée par comparaison avec des données issues d'autres pluviomètres locaux, notamment le pluviomètre de Météo-France localisé à l'Aéroport Charles de Gaulle. Ensuite, afin de vérifier que les éventuels décalages observés entre les pluviomètres n'étaient pas simplement dus à une hétérogénéité de la pluie, le cumul de précipitation au cours d'un événement a été comparé au cumul de volume des eaux brutes. Une rupture de pente entre ces données permet d'identifier un problème éventuel. Lorsque le problème survient par rapport aux deux mesures, on peut induire qu'il y a un problème avec la mesure issue du pluviomètre de Compans. Cette procédure a permis de mettre en avant un dysfonctionnement du pluviomètre de Compans entre le 30 mai 2016 et le 29 septembre 2016, date de l'intervention de l'entreprise PulsoWeb pour l'entretien annuel du système et qui a permis de remédier au problème. Les données de pluie de la station météorologique de Compans ont alors été remplacées par les données issues de la station de Météo-France à l'Aéroport Charles de Gaulle pendant la période de dysfonctionnement. Le reste de la chronique de pluie a été validé.

La comparaison du débit d'eaux brutes mesuré au point RR avec les données de pluie a également servi à identifier des périodes pour lesquelles la mesure de débit était problématique, notamment à cause de données manquantes. On a identifié ces périodes du fait d'une absence de débit lors d'un événement pluvieux. Dans ce cas, l'origine du problème était liée à la non intégration de certains fichiers de données lors de la construction de la chronique. La comparaison de la pluie avec le débit a également mis en avant un problème de délimitation du bassin versant alimentant le regard des eaux brutes. En effet, le coefficient de ruissellement calculé est très variable, et parfois supérieur à un, indiquant que le regard des eaux brutes reçoit parfois les eaux d'une surface plus grande que son bassin versant théorique. Ceci peut s'expliquer par l'existence d'écoulements longitudinaux entre les bassins versants qui ne sont pas séparés physiquement. Pour cette raison, on conclut que le coefficient de ruissellement mesuré au point RR ne peut pas être représentatif de celui au niveau de la noue filtrante. Dans

ce cas, on a choisi d'utiliser un modèle hydrologique simple pour estimer le volume d'eau entrant dans la noue filtrante pour chaque événement pluvial. Cette donnée est en effet nécessaire pour calculer le flux polluant entrant et ainsi établir le bilan de masse.

Les débits mesurés sur l'accotement filtrant et la noue filtrante ne peuvent pas être directement comparés à la mesure de la pluie puisque le substrat peut jouer un rôle de tampon entre ces deux types de données. Cependant, suite à la séparation des données en événements pluvieux, on observe que les volumes drainés mesurés lors d'un événement pluvieux tendent à être inférieurs au volume de pluie associé au bassin versant, ce qui semble cohérent.

La mesure en continu de la turbidité a également fait l'objet d'une procédure de validation. Pour ce faire, on identifie les événements pluvieux ayant des mesures de turbidité potentiellement problématiques selon la liste de critères suivante :

1. Turbidité minimale < 0 NTU
2. Turbidité maximale > 800 NTU
3. |Ecart maximale entre deux mesures consécutifs de turbidité| < 200 NTU
4. Différence entre turbidité maximale et turbidité minimale < 200 NTU.

Ayant appliqué ces critères au jeu de données, on construit une liste d'événements pluvieux pour lesquels on visualise l'évolution de la turbidité et du débit au cours de l'événement. Lorsque la dynamique d'évolution de turbidité peut être expliquée par les conditions d'écoulement (par exemple, la faible évolution de turbidité au cours d'un événement peut correspondre à un événement générant peu de débit), on valide l'événement ; dans le cas contraire, on l'invalidé. Ce travail a permis d'écarter les mesures de turbidité pour certains événements pour lesquels de dysfonctionnements avec le système électronique ont mené à des mesures non-fiables. On a également pu mettre en évidence un problème de suppression de données de turbidité par la centrale d'acquisition de données lorsque la taille du fichier excède une certaine longueur.

4.6. Conclusions

Le suivi expérimental mis en œuvre à Compans intègre différents dispositifs permettant la collecte d'échantillons d'eau brute et des eaux traitées, la mesure en continu de la pluie, du débit de l'eau brute et des eaux traitées et de la qualité de l'eau brute. Les mesures issues du suivi de l'eau, participeront à l'évaluation de l'efficacité épuratoire de ces deux ouvrages à l'échelle de l'événement et à l'estimation des flux entrant et sortant de la noue filtrante indispensables à la construction d'un bilan de masse. L'expérimentation a également comporté une phase de caractérisation du substrat filtrant, dans l'objectif de mieux comprendre les processus de rétention des polluants et d'estimer la masse de polluant stockée dans le substrat en fin d'expérimentation. Une attention particulière a été prêtée à la représentativité des échantillons et à la validation des résultats.

Partie III: L'efficacité de rétention et le devenir des micropolluants dans un ouvrage de biofiltration

L'objectif de la Partie III est de présenter les résultats issus du suivi in situ à Compans. Ces résultats sont tous présentés sous forme d'articles dans les chapitres 5 à 7. Le **chapitre 5** est consacré à l'évaluation de la performance épuratoire de deux systèmes de biofiltration à l'échelle événementielle. Le **chapitre 6** tente d'expliquer les performances observées en explorant les processus déterminant la rétention et le transfert des polluants observés dans les ouvrages de biofiltration. Enfin, le **chapitre 7** présente un travail d'établissement d'un bilan de masse des micropolluants dans l'un des ouvrages de biofiltration sur une période de treize mois afin de mieux comprendre le devenir des polluants dans le système.

Chapitre 5: Performance épuratoire événementielle

Comme nous l'avons vu dans la première partie de ce manuscrit, les eaux de ruissellement de voirie sont polluées par des micropolluants provenant de diverses sources. La gestion à la source de cette pollution par des ouvrages de biofiltration localisés en amont du bassin versant pourrait être une stratégie intéressante pour limiter l'effet de cette pollution sur le milieu naturel. Cependant, il existe des lacunes dans la connaissance de l'efficacité épuratoire de ces systèmes vis-à-vis de la fraction dissoute des polluants et des micropolluants organiques.

Dans ce chapitre, on présentera les résultats de l'étude *in situ* de la performance épuratoire des deux ouvrages étudiés à Comrans : l'accotement filtrant et la noue filtrante que l'on appellera en anglais *vegetative filter strip* (VFS) et *biofiltration swale* (BFS). Cette évaluation s'intéresse à un grand nombre de micropolluants aux propriétés différentes en termes de concentrations totales et dissoutes. Elle s'appuie essentiellement sur une comparaison de la qualité de l'eau collectée dans les drains des deux ouvrages avec celle de l'eau brute, ainsi qu'une comparaison des concentrations atteintes après traitement avec des normes françaises ou européennes.

Ces résultats sont présentés ci-après sous forme d'un article.

- **Article 4:** *Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff*. K. Flanagan, P. Branchu, L. Boudahmane, E. Caupos, D. Demare, S. Deshayes, P. Dubois, L. Meffray, C. Partibane, M. Saad, M.-C. Gromaire. *Soumis à Water Research*.
-

Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff

Soumis à Water Research

Kelsey Flanagan^{1,*}, Philippe Branchu², Lila Boudahmane¹, Emilie Caupos¹, Dominique Demare³, Steven Deshayes¹, Philippe Dubois¹, Laurent Meffray², Chandirane Partibane¹, Mohamed Saad¹, Marie-Christine Gromaire¹

¹LEESU, UMR MA 102, École des Ponts, AgroParisTech, UPEC, UPE, Champs-sur-Marne, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2, France.

²CEREMA, 12 Rue Léon Teisserenc de Bort, 78190 Trappes, France.

³IFSTTAR, Route de la Bouaye, 44340 Bouguenais, France.

*Corresponding author

Résumé :

Les efficacités épuratoires d'une bande enherbée et d'une noue filtrante traitant les eaux de ruissellement issues d'une voirie à forte circulation sont évaluées. Les concentrations mesurées dans les eaux drainées des deux systèmes sont comparées à celles des eaux de ruissellement d'un bassin versant de référence pour un panel diversifié de contaminants, comprenant le carbone organique, des nutriments (N et P), des éléments traces métalliques (ETM) et des

micropolluants organiques (des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des hydrocarbures totaux (HT), des alkylphénols, le bisphénol-A (BPA), des phtalates) dans les phases totales et dissoutes. Les polluants essentiellement associés à la phase particulaire (le Pb, le Zn, le Cu et les HAP) étaient très bien retenus (>90%) pour la majorité des événements pluvieux. Cependant, une mauvaise rétention de particules pendant une période froide en hiver pendant laquelle du sel de déglçage a été appliqué à la surface de la voirie. Relativement peu de polluants étaient retenus de façon significative dans la phase dissoute ; les réductions de concentrations observées tendaient à être plus faibles que celles observées pour les matières en suspension (MES) et les polluants associés. Ainsi, des rétentions plus faibles ont été observées pour les concentrations totales en micropolluants modérément particulaires, tels que le BPA, les alkylphénols et les phtalates. De plus, certains polluants semblent être émis par des matériaux de construction du biofiltre (le substrat filtrant, les matériaux de drainage et d'étanchéification), ce qui a été mis en évidence par de mauvaises réductions de concentration observées au cours des premiers mois de fonctionnement de la noue filtrante.

Abstract:

The treatment efficiencies of a vegetative filter strip and a biofiltration swale treating heavily loaded road runoff are evaluated. Concentrations measured in water drained from the two systems are compared to those in untreated road runoff collected from a reference catchment for a wide range of contaminants including organic carbon, nutrients (N and P), metallic trace elements, and organic micropollutants (polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), total petroleum hydrocarbons (TPH), alkylphenols, bisphenol-A, phthalates), in both total and dissolved phases. Predominantly particulate pollutants, including Pb, Zn, Cu and PAH, were very efficiently removed (>90%) for most events. However, poor particulate removal was observed during a cold period in winter during which de-icing salt was applied to road surfaces. Relatively few pollutants were significantly removed in the dissolved phase and observed concentration reductions tended to be lower than those of suspended solids and associated pollutants; as such, lower removals were observed for total concentrations of moderately particulate micropollutants, including bisphenol-A, alkylphenols and phthalates. In addition, some pollutants appear to be emitted from various biofilter components (filter media, drainage and lining materials), as low or negative concentration removals were observed during the first months of operation of the biofiltration swale.

Mots clés : Biofiltration, noue filtrante, bande enherbée, ruissellement de voirie, micropolluant, gestion à la source

Keywords : Biofiltration, swale, vegetative filter strip, road runoff, micropollutant, low impact development

5.1. Introduction

The creation of impermeable surfaces associated with urbanization poses a threat to aquatic ecosystems due to both increased runoff flows and water quality degradation. Road runoff, in particular, has long been considered to be particularly polluted by a range of contaminants including total suspended solids (TSS), nutrients, total petroleum hydrocarbons (TPH), trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (Brown and Peake, 2006; Huber et al., 2016; Kayhanian et al., 2012).

More recently, research has demonstrated the presence of a wider range of organic micropollutants, such as alkylphenols, phthalates, bisphenol-A (BPA) and pesticides, in runoff from urban catchments (Bressy et al., 2012; Gasperi et al., 2014; Zgheib et al., 2012) and road runoff (Björklund et al., 2009), some of which are identified as priority substances in the European Water Framework Directive (EC, 2013).

Within this context, new paradigms, referred to as low impact development (LID), sustainable drainage systems (SuDS) or water sensitive urban design (WSUD), have emerged for managing urban stormwater close to the source. These approaches often rely on localized, vegetated systems that are designed to achieve multiple objectives, such as restoring the hydrologic balance of a site to that before development, improving water quality and contributing to the urban landscape and biodiversity (Fletcher et al., 2014).

One technique often employed when water quality improvement is a priority is that of bioretention or biofiltration, which consists of a vegetated depression that receives and stores runoff water, which then filters through a filter media made of engineered soil, before being collected by an underdrain or exfiltrated to the surrounding soil (Davis et al., 2009; Roy-Poirier et al., 2010). These systems may also be referred to as rain gardens or, if in a linear form, as biofiltration swales or bioswales.

In other LID devices, such as vegetative filter strips and grassed swales, generally conceived as systems for transporting or pretreating water which remains at the surface, but in which large proportions of runoff may infiltrate for common, low-intensity rain events (Flanagan et al., 2017), infiltrated water is depolluted by processes analogous to those occurring in bioretention systems. In all of these systems, which for the purposes of this paper will both be regrouped under the term *biofilter*, particulate pollutants are expected to be removed through sedimentation and physical filtration and dissolved pollutants through various processes, including sorption, biodegradation, volatilization and plant uptake (LeFevre et al., 2014).

The efficiency of these systems at treating conventional pollutants, such as TSS, nitrogen, phosphorus and trace metals, has been well documented (Brown and Hunt, 2011; Davis, 2007; B. E. Hatt et al., 2009; C. S. Hsieh and Davis, 2005; Hunt et al., 2006; W. F. Hunt et al., 2008; Li and Davis, 2009b; Trowsdale and Simcock, 2011). However, most studies only consider removals of total concentrations, rather than distinguishing the particulate and dissolved phases. While the generally efficient removal of TSS indicates that the particulate fractions of pollutants are likely to be well removed, the *in situ* behavior of dissolved pollutants, which are more biologically available, subject to different removal processes and likely more mobile than their particulate counterparts, remains obscure (LeFevre et al., 2014).

In addition, relatively few studies have considered the treatment efficiency of organic micropollutants. Although two biofiltration systems evaluated by Zhang et al. (2014) demonstrated high removal efficiencies for a wide range of organic micropollutants, including TPH, PAH, herbicides, phthalates, trihalomethanes and phenols, using *in situ* columns and synthetic runoff, few micropollutants have been studied in biofiltration systems using real runoff. Indeed, among a hierarchy of priority micropollutants associated with road runoff (PAH > alkanes (C₂₀-C₄₀) > alkylphenols > phthalates > aldehydes > phenolic antioxidants > bisphenol A (BPA) > oxygenated PAH > naphtha C₅-C₁₂ > amides > amines) identified by Markiewicz et al. (2017), only PAH have been addressed by *in situ* studies of biofiltration

treatment efficiency for real rain events (David et al., 2015; DiBlasi et al., 2009; Leroy et al., 2016). Beyond this list, David et al. also considered the behavior of polychlorinated biphenyls and dioxin (2015). Again, none of these studies distinguished the dissolved fraction of pollutants.

The goal of the present work is to evaluate the *in situ* treatment performance of two biofilters receiving road runoff: a biofiltration swale and a vegetative filter strip, for previously studied pollutants, such as TSS, nutrients, trace metals, major ions, and PAHs as well as emerging micropollutants as yet uncharacterized by field studies of biofiltration: BPA, alkylphenols, and phthalates. In order to improve scientific understand of biofiltration performance for dissolved pollutants, efficiencies are reported for both the total and dissolved phases of pollutants.

5.2. Materials and Methods

5.2.1. Experimental site description

The experimental site consists of a heavily trafficked (11 000 vehicles/day/direction) 4-lane highway and its drainage systems. The road, RD 212, is located in an industrial zone of Compans, France, a community near Charles de Gaulle Airport in the Paris metropolitan area (Figure 47) and has a speed limit of 90 km/h.



Figure 47 : Map of the Compans study site location

Two linear biofilters, a vegetative filter strip (VFS) and a biofiltration swale (BFS), are studied (Figure 48). Both are located on the road shoulder and receive direct runoff from a single direction of traffic. The VFS was constructed in September 2012 and planted with a floral prairie seed mixture. Infiltrated water is drained at a depth of 15 cm using a sheet drain. The BFS was constructed in March 2016 and planted with *Carex gracilis*. The swale is separated into three sections using small, concrete check dams; the average ponding depth is 17 cm. It is lined with a geomembrane and drained with an agricultural drain wrapped in synthetic fabric located at the base of its filter medium at a depth of 50 cm. The filter media for each device was prepared by mixing 40% silt loam topsoil with 60% 0-4 mm limestone sand by volume. Therefore, the two media have similar properties (Tableau 36), although higher organic content and lower pH are observed in the VFS, likely an effect of system aging.

	Vegetative filter strip	Biofiltration swale
Texture	Sandy loam	Sandy loam
pH _{water}	8.64	8.73
Organic carbon content (by mass, %)	2.4	0.9
Hydraulic conductivity (mm/h)	24	21
Filter media depth (mm)	150	500
Ponding depth (mm)	-	170
Width (perpendicular to road, m)	1.8	0.5
Length (parallel to road, m)	48	32
Surface area ratio ($A_{\text{device}}/A_{\text{impermeable catchment}}$, %)	17	4.5

Tableau 36 : Filter media and geometric properties of the two sustainable drainage systems

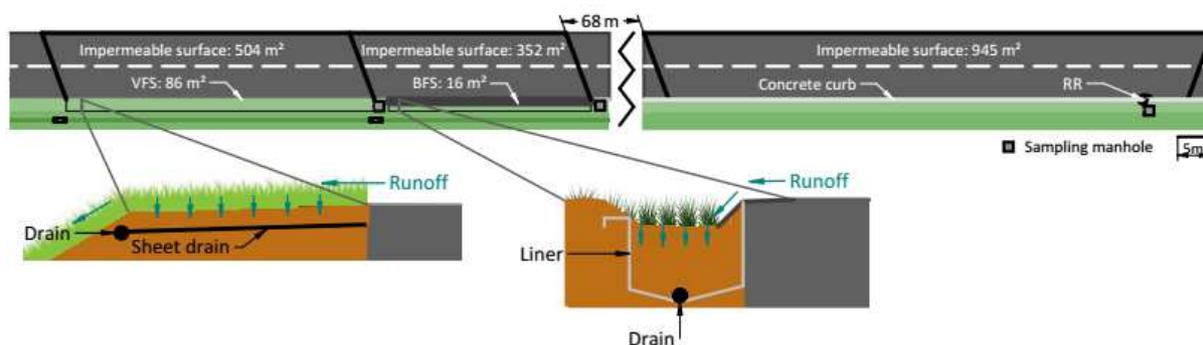


Figure 48 : Schema of the Compans study site

Another section of the RD 212 is used as a reference watershed, representing untreated road runoff in a traditional drainage system, where runoff is directed towards a manhole along a concrete curb.

5.2.2. Field methods

Stormwater was collected at three points to sample untreated road runoff (RR) from the reference watershed, water drained from the vegetative filter strip (VFS) and water drained from the biofiltration swale (BFS).

At each point, flow was continuously measured using a tipping bucket flow meter (17L bucket volume at RR and 1L volume at BFS and VFS). Flow proportional event mean samples were collected using two refrigerated automatic samplers at RR and passive systems collecting a known fraction of each bucket tip at VFS and BFS.

Materials in contact with sampled water were chosen carefully to avoid contamination. All tubing was coated in Teflon, and for each event, samples were collected in plastic bottles for metal, major ion, nutrient and global pollutant analyses, and in glass bottles for organic micropollutant analyses. Between each event, all bottles were washed with detergent (Extran for plastic bottles, TDF4 for glass bottles), rinsed several times with tap water, thrice with deionized water and twice with ultrapure water.

Field blanks were analyzed to verify that sampling equipment or procedures did not lead to sample contamination (Supplementary Data). While contamination was negligible for most species, slight but analytically significant increases (5-13% of median dissolved concentration) in As, Cu, V, Zn and NP₁EC and a larger increase (67%) of Mo were observed from RR sampling equipment. Although an initial RR campaign during which water was left to stagnate 4h in the

equipment showed contamination by all phthalate molecules, a second campaign, conducted under more realistic flow conditions, showed no contamination.

Sampling equipment was deployed in response to meteorological predictions of significant (>2mm) rainfall and samples collected within 36h of the beginning of rainfall for the targeted runoff event, with the exception of one exceptionally long, continuous event lasting 40h, and within 24h of the end of RR runoff to ensure adequate sample conservation.

A total of 19 sampling campaigns were undertaken between February 2016 and July 2017, covering all four seasons and various hydrologic conditions (Tableau 37). While the goal was to collect inlet and outlet samples simultaneously, due to the later construction of the BFS and various technical difficulties, not all samples were available for each sampling period: 14, 15, and 18 samples were collected for RR, BFS and VFS, respectively. Sampling efficiency (the proportion of each event volume represented in the event mean sample) is discussed in Supplementary Data.

	Median (min, max)
Total Rainfall (mm)	7.8 (1.6, 47.2)
Maximal Intensity (6 minute time step, mm/h)	11 (2, 43)
Mean Intensity (mm/h)	0.47 (0.06, 2.25)
Rain event duration (h)	18.6 (2, 40)
Antecedent dry period (days)	1 (0.1, 17.7)

Tableau 37: Sampled rain event characteristics

5.2.3. Analytical methods

Samples were analyzed for a range of global parameters, including pH, electrical conductivity (EC), turbidity, total suspended solids (TSS), organic carbon (OC), nutrients (N and P forms), as well as 8 trace metals, 12 major ions, C₁₀-C₄₀ hydrocarbons (TPH), 19 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), bisphenol-A (BPA), 7 alkylphenols (AP) and 5 phthalates (PAE) (for detailed list see Tableau 38).

Nutrients were analyzed in the total and dissolved phases, while OC, metals, major ions and organic micropollutants were analyzed in the particulate and dissolved phases.

Upon reception, samples were divided into aliquots for the analysis of different pollutants. Aliquots used for the analysis of TSS, OC, BPA, AP and PAE were filtered immediately; the filtrate was extracted within 24h, while filters were freeze-dried before extraction. Others aliquots were put on ice and sent to partner laboratories within 24h of collection for the analysis of nutrients, TPH, PAH (Cerema in Trappes, France), trace and major elements (IFSTTAR in Nantes, France). These samples were filtered upon arrival at the partner laboratory.

Extraction and analytical methods are summarized in Tableau 38.

Parameter	Substances and abbreviations	Method	Limit of quantification (LQ)	Uncertainty
Suspended solids	Total suspended solids (TSS)	Filter : 0.7 µm fiberglass Method : Filtration Standard : NF EN 872	2 mg/L	Confidence level (CL) : 95% $\frac{\pm 10}{\sqrt{3}}$
Organic carbon	Total organic carbon (TOC), Dissolved organic carbon (DOC)	Filter : 0.7 µm fiberglass Method : Thermal combustion- Infrared detector Standard : NF EN 1484 (dissolved)	Dissolved : 0.3 mg/L Particulaire : $\frac{70}{M}$ mg/g	CL: 95% ± 10%
Nutrients	Kjeldahl nitrogen (KN), Ammonium (NH ₄ ⁺), Nitrite (NO ₂ ⁻), Nitrate (NO ₃ ⁻), Phosphorus (P), Phosphate (PO ₄ ³⁻)	Filter : 0.7 µm fiberglass Extraction : Mineralization and distillation (KN), mineralization (P) Methods : Titration (KN), Colorimetry (P, NH ₄ ⁺), Ion chromatography (NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻) Standards : NP EN 25663 (KN), NF EN ISO 6878 (P), NF T 90-015 2 (NH ₄ ⁺), NF T 90-015 2 (NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻)	Dissolved and Total : 1 (KN), 0.1 (P) mg/L Dissolved : 0.04 (N-NH ₄ ⁺), 0.08 (N-NO ₂ ⁻), 0.05 (N-NO ₃ ⁻), 0.16 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L	CL: 95% Specified level (SL) : 5 (KN), 0.2 (P), 0.08 (N-NH ₄ ⁺), 0.08 (N-NO ₂ ⁻), 0.11 (N-NO ₃ ⁻), 0.16 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Absolute uncertainty between LQ and SL : ± 0.5 (KN), 0.04 (P), 0.02 (N- NH ₄ ⁺), 0.05 (N-NO ₂ ⁻), 0.01 (N-NO ₃ ⁻), 0.07 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Relative uncertainty beyond SL : ±10 (KN), 20 (P), 20 (N-NH ₄ ⁺), 20 (N-NO ₂ ⁻) , 10 (N-NO ₃ ⁻), 10 (P-PO ₄ ³⁻) %
Trace metals	Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Copper (Cu), Nickel (Ni), Lead (Pb), Vanadium (V), Zinc (Zn)	Filter : 0.45 µm cellulose acetate Methods : ICP-MS and ICP-OES Extraction : Acidification to 1% HNO ₃ (dissolved), Total solubilization by HF and HClO ₄ acid digestion, evaporation and resuspension with HNO ₃ (particulate) Standards : NF X31-147 (acid digestion), NF EN ISO 17294 (ICP- MS), NF EN ISO 11885 (ICP-OES)	Dissolved : 0.1 (As), 0.1 (Cd), 2 (Co), 0.1 (Cr), 0.2 (Cu), 0.2 (Ni), 0.1 (Pb), 0.1 (V), 0.3 (Zn) µg/L Particulate : 1 (As), 0.1 (Cd), 0.4 (Co), 1 (Cr), 0.4 (Cu), 1 (Ni), 1 (Pb), 0.4 (V), 1 (Zn) mg/kg	CL: 95% Dissolved : ± 9 (As), 8 (Cd), 6 (Co), 11 (Cr), 9 (Cu), 11 (Ni), 9 (Pb), 10 (V), 14 (Zn) % Particulate : ± 11 (As), 24 (Cd), 14 (Co), 13 (Cr), 14 (Cu), 15 (Ni), 16 (Pb), 13 (V), 13 (Zn) %
Major elements	Aluminum (Al), Iron (Fe), Manganese (Mn), Molybdenum (Mo), Strontium (Sr), Titanium (Ti), Sodium (Na), Potassium (K), Magnesium (Mg), Calcium (Ca), Barium (Ba), Silicon (Si)	Filter : 0.45 µm cellulose acetate Extraction : Total solubilization by HF and HClO ₄ acid digestion, evaporation and resuspension with HNO ₃ (particulate) Method : ICP OES Standard : NF X31-147 (acid digestion), NF EN ISO 11885 (ICP- OES)	Dissolved : 0.1 (Al), 0.005 (Fe), 0.001 (Mn), 0.002 (Mo), 0.001 (Sr), 0.002 (Ti), 0.1 (Na), 0.1 (K), 0.01 (Mg), 0.1 (Ca), 0.005 (Ba), 0.06 (Si) mg/L Particulate : 20 (Al), 1 (Fe), 0.2 (Mn), 0.1 (Sr), 0.4 (Ti), 20 (Na), 20 (K), 2 (Mg), 20 (Ca), 1 (Ba), 200 (Si) mg/kg	CL: 95% Dissolved : ± 7 (Al), 6 (Fe), 7 (Mn), 9 (Mo), 8 (Sr), 8 (Ti), 9 (Na), 10 (K), 6 (Mg), 8 (Ca), 9 (Ba) % Particulate : ± 10 (Al), 11 (Fe), 13 (Mn), 23 (Mo), 10 (Sr), 12 (Ti), 9 (Na), 9 (K), 10 (Mg), 9 (Ca), 10 (Ba) %
TPH	Total petroleum hydrocarbons C ₁₀ -C ₄₀ (TPH)	Filter : 0.7 µm fiberglass Extraction : Liquid-liquid (dissolved), ultrasound solid-liquid (particulate) Method : GC-FID Standard : NF EN ISO 9377-2 (dissolved), NP ISO 16703 (particulate)	Dissolved : 0.2 mg/L Particulate : $\frac{50}{M}$ mg/g	CL: 95% SL : 0.3 mg/L (dissolved), 75 µg/g (particulate) Absolute uncertainty between LQ and SL : ± 0.12 mg/L (dissolved), 30 mg/kg (particulate) Relative uncertainty beyond SL : ± 40% (dissolved and particulate)
PAH	1-methyl Naphthalene (1MN), 2- methyl-Naphthalene (2MN), Acenaphthene (Acen), Acenaphthylene (Acyl), Anthracene (A), Benzo[a]anthracene (BaA), Benzo[a]pyrene (BaP), Benzo[b]fluoranthene (BbF), Benzo[g,h,i]perylene (BPer), Benzo[k]fluoranthene (BkF), Chrysene (Chry), Coronene (Cor), Dibenzo[a,h]anthracene (DahA), Fluoranthene (Fluo), Fluorene (F), Indeno[1,2,3-cd]pyrene (IP), Naphthalene (Nap), Phenanthrene (Phe), Pyrene (Pyr)	Filter : 0.7 µm fiberglass Extraction : Liquid-liquid (dissolved), ultrasound solid-liquid (particulate) Method : GC-MS Standard : XP ISO-TS 28581 and NF ISO 28540 (dissolved), XP X33-012 and NF EN 15527 (particulate)	Dissolved : 10 ng/L Particulate : $\frac{20}{M}$ µg/g	CL: 95% SL : 20 ng/L (dissolved), 0.03 µg/g (particulate) Absolute uncertainty between LQ and SL : ± 6 ng/L (dissolved), 0.006 µg/g (particulate) Relative uncertainty beyond SL : ± 40 (dissolved), 20 (particulate) %

Parameter	Substances and abbreviations	Method	Limit of quantification (LQ)	Uncertainty
BPA/AP	Bisphenol-A (BPA), Para-nonylphenol (NP), Nonylphenol monoethoxylate (NP1EO), Nonylphenol diethoxylate (NP2EO), Nonylphenol monocarboxylate (NP1EC), 4-tert-octylphenol (OP), Octylphenol monoethoxylate (OP1EO), Octylphenol diethoxylate (OP2EO)	Filter: 0.7 µm fiberglass Extraction: Solid-phase (dissolved), Microwave (particulate) Method: UPLC-MSMS	Dissolved: 11 (BPA), 79 (NP), 31 (NP ₁ EO), 62 (NP ₂ EO), 2 (NP ₁ EC), 7 (OP), 17 (OP ₁ EO), 5 (OP ₂ EO) ng/L Particulate: $\frac{2.6}{M}$ (BPA), $\frac{20}{M}$ (NP), $\frac{7.7}{M}$ (NP ₁ EO), $\frac{16}{M}$ (NP ₂ EO), $\frac{0.43}{M}$ (NP ₁ EC), $\frac{1.7}{M}$ (OP), $\frac{4.2}{M}$ (OP ₁ EO), $\frac{1.3}{M}$ (OP ₂ EO) µg/g	CL: 80% Dissolved : ± 28 (BPA), 37 (NP), 91 (NP ₁ EO), 67 (NP ₂ EO), 29 (NP ₁ EC), 61 (OP), 25 (OP ₁ EO), 32 (OP ₂ EO) % Particulate: ± 25 (BPA), 44 (NP), 43 (NP ₁ EO), 56 (NP ₂ EO), 49 (NP ₁ EC), 48 (OP), 40 (OP ₁ EO), 19 (OP ₂ EO) %
PAE	Dimethyl phthalate (DMP), Diisobutyl phthalate (DiBP), Dibutyl phthalate (DBP), Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), Dinonyl phthalate (DNP)	Filter: 0.7 µm fiberglass Extraction: Solid-phase (dissolved), Microwave (particulate) Method: GC-MS	Dissolved: 250 (DMP), 520 (DiBP), 180 (DBP), 350 (DEHP), 110 (DNP) ng/L Particulate: $\frac{63}{M}$ (DMP), $\frac{130}{M}$ (DiBP), $\frac{44}{M}$ (DBP), $\frac{88}{M}$ (DEHP), $\frac{28}{M}$ (DNP), µg/g	CL: 80% Dissolved : ± 55 (DMP), 63 (DiBP), 24 (DBP), 53 (DEHP), 32 (DNP) % Particulate: ± 45 (DMP), 35 (DiBP), 25 (DBP), 35 (DEHP), 50 (DNP) %

Tableau 38: Summary of employed analytical methods. *M* is the mass of TSS extracted in mg, which varied according to the concentration of TSS in the water sample and the filtered volume. Abbreviations: ICP-OES (inductively coupled plasma optical emission spectroscopy), ICP-MS (inductively coupled plasma mass spectrometry), GC-MS (gas chromatography coupled with mass spectrometry), UPLC-MSMS (ultra performance liquid chromatography with tandem mass spectrometry); GC-FID (gas chromatography – flame ionization detector)

5.2.4. Calculation of performance indicators, uncertainty propagation and statistical methods

All statistical calculations were carried out using the software environment, R.

The significance of differences between inlet and outlet concentrations, taking into account inter-event variability was evaluated using the Wilcoxon Signed-Rank Test, a non-parametric, paired test. Correlations between parameters were tested using the Spearman Rank Correlation Test, also a non-parametric method.

Concentration reduction (E_c) was calculated according to Equation 1 for events for which (1) both RR and the outlet were sampled and (2) RR and/or the outlet concentrations were superior to the limit of quantification (LQ). When one of the concentrations was below the LQ, it was set equal to the LQ, making the E_c a lower bound if the pollutant was below the LQ at the outlet and an upper bound if it was below the LQ only at the inlet.

$$E_c = \frac{C_{RR} - C_{outlet}}{C_{RR}} \cdot 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

where E_c is the event concentration reduction efficiency in %, C_{RR} is the road runoff concentration and C_{outlet} is the BFS or VFS concentration.

As analytical uncertainties were sometimes large, especially for organic micropollutants, the analytical significance of each calculated E_c value was considered. E_c was considered to be analytically significant if its efficiency was greater than the uncertainty in E_c , propagated from the concentrations used in its calculation according to the rules of uncertainty propagation (Taylor, 1997), assuming their errors to be independent. Uncertainty calculations are further detailed in Supplementary Data. Results were summarized with the indicator F_{sig} , the fraction of events with a significant concentration reduction, calculated for each pollutant.

Concentration probability distributions at each point were visualized using a logarithmic scale on the concentration axis, according to the recommendations of GeoSyntec Consultants et al. (2002).

5.3. Results and Discussion

5.3.1. Characterization of road runoff

The characteristics of the untreated road runoff (RR) are summarized in Tableau 39-Tableau 42 and described below.

5.3.1.1. Global Parameters

RR had a relatively stable and slightly alkaline pH (median 8.02, Tableau 39). EC was found to be highly variable (88-1950 $\mu\text{S}/\text{cm}$), with peaks occurring following NaCl salt application on the road surface in winter.

TSS concentrations (median 291 mg/L) always exceeded the national objective value of 50 mg/L for surface waters (MEEM, 2016) and were higher than most chronic contamination values from the scientific literature (Kayhanian et al., 2012; Helmreich et al 2010; Lundy et al., 2012).

TOC concentrations (median 49 mg/L) were also found to be on the high end of previously reported values. Although DOC concentrations (median 6.1 mg/L) frequently exceeded the objective value of 5 mg/L (MEEM, 2016), organic carbon was mainly particulate, a notable difference from previous studies with higher DOC concentrations, which found organic carbon in road runoff to be mainly dissolved (Kayhanian et al., 2012). The sorption of organic carbon to the relatively plentiful TSS particles is likely responsible for this disparate partitioning.

TP, TKN and N-NO_3^- median concentrations (2.92, 0.48, and 0.47 mg/L, respectively) were consistent with results reported by Kayhanian et al. (2012), while N-NH_4^+ concentrations (median 0.2 mg/L) were relatively low. Objective values (MEEM, 2016) were surpassed frequently for TP, occasionally for nitrite and ammonium, while they were never exceeded for nitrate or phosphate.

5.3.1.2. Trace Metals

Total trace metal concentrations (Tableau 40) fell within the range of values found in the scientific literature (Huber et al., 2016; Kayhanian et al., 2012; Lundy et al., 2012). Pb and Zn median concentrations (62.9 and 693 $\mu\text{g}/\text{L}$, respectively) were found to be above the 90th percentile of recently measured values, while Cu concentrations were among the highest previously observed (median 258 $\mu\text{g}/\text{L}$) and the median Zn-to-Cu ratio was 2.7, slightly below the most common range of 3-5 as reported by Huber et al. (2016).

All trace metals were mainly associated with the particulate phase. Cu, Pb and Zn were all found to be more particulate in this study (median 92, 99, 95%, respectively) than in most previous studies from similar highway surfaces, for which median particulate fractions were found to be 62, 96 and 69% (Huber et al., 2016). Particle concentrations of both Cu and Zn (median 628 and 1790 $\mu\text{g}/\text{g}$, respectively) were high compared to previously reported road debris concentrations (Brown and Peake, 2006), while dissolved concentrations were normal

or low (25 and 32 µg/L) compared to values in the literature (Huber et al., 2016); the production of high levels of particulate metals at this site therefore appears to be responsible for this partitioning, rather than sorption of dissolved pollutants to the relatively abundant TSS.

Both Cu and Zn were found to systematically exceed the environmental quality standards (EQS) applicable in France for dissolved trace metal concentrations, while As surpassed its EQS for about half of the rain events and Cd, Cr, Ni and Pb were always below the EQS.

5.3.1.3. Total petroleum hydrocarbon and polycyclic aromatic hydrocarbons

Total petroleum hydrocarbon (TPH) concentrations ranged from 0.29 to 3.96 mg/L with a median of 1.12 mg/L for the total concentration (Tableau 41). This value is similar to median concentrations observed in previous studies of road runoff (Kayhanian et al., 2007). This parameter was never quantified in the dissolved phase.

The sum of the 16 US EPA priority PAHs varied from 1.3 µg/L to 11.5 µg/L with a median value of 4.9 µg/L, within the range predicted for major roads by Lundy et al. (2012). Compared to recent studies in France, this is higher than concentrations measured in runoff from an industrial and two residential urban catchments (Gasperi et al., 2014) and lower than those observed from a roadway in a commercial sector with lower traffic (Leroy et al., 2016).

The PAH fingerprint shows the predominance of high molecular weight PAH species (4-7 rings, from Fluo-Cor in Figure 49) over low molecular weight (2-3 rings, Nap-Phen), indicating that the main PAH sources for this site are pyrogenic. The relatively high variability of Nap and Phen, both typically petrogenic molecules, may correspond to occasional fuel leakage from vehicles. Phen/A and Fluo/Pyr ratios (2.7 ± 1.0 and 0.83 ± 0.12), indicators commonly used to evaluate PAH sources, were both in the lower range of those previously measured for stormwater and close to values calculated for a road determined to be influenced by industrial activity (Brown and Peake, 2006), which may indicate that industrial sources are important for this site, in addition to normal traffic activity.

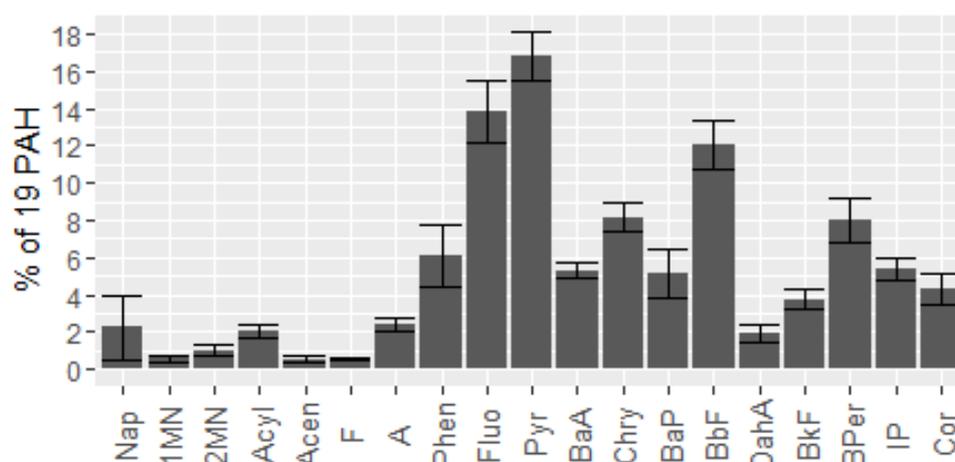


Figure 49: Fingerprint of the 19 PAH molecules (in percent, mean±SD) in road runoff

Only three PAH were quantified in the dissolved phase for all events: Phen, Fluo and Pyr, and even these species were found to be predominantly particulate (median 93, 98 and 99%, respectively). By contrast, (Nielsen et al., 2015b)) quantified the majority of PAH in stormwater

from a mixed urban catchment in the dissolved phase and observed an average particulate ratio of only 82%.

Among the PAH molecules are considered priority pollutants in the European Union Water Framework Directive (EC, 2013), only Nap was always below the annual mean EQS; respective EQS were often surpassed by A and systematically exceeded for Fluo and BaP.

5.3.1.4. Bisphenol-A and Alkylphenols

Observed BPA concentrations (median 412 ng/L, Tableau 42) were on the order of those previously measured in urban runoff in France (Gasperi et al., 2014; Sebastian, 2013) and in the lower range of those observed in road runoff (Stachel et al., 2010).

Among alkylphenols, 4-NP was found at the highest concentrations (median 1647 µg/L), followed by OP, NP₁EO, NP₂EO, NP₁EC, and OP₂EO (430, 366, 220, 113, and 29 ng/L, respectively). OP₁EO, only quantified in 42% of RR samples, was the least abundant molecule in the family. NP and OP concentrations were similar to previously reported values in road runoff (Bressy, 2010; Stachel et al., 2010) and distinctly higher than those resulting from the study of runoff from mixed urban catchments (Bressy et al., 2012; Gasperi et al., 2014; Sebastian, 2013; Zgheib et al., 2012). The ranks of molecules within the NP and OP families concord with those observed in mixed urban runoff (Gasperi et al., 2014; Sebastian, 2013), with the exception of NP₁EC, which had a higher rank in previous studies than in the present study. Both NP and OP concentrations systematically exceeded the EQS.

Besides OP₁EO and OP₂EO, which were rarely quantified in the dissolved phase, most molecules of this family were quantified in both dissolved and particulate phase. They were also found to be less strongly associated with the particulate phase than the trace metals and PAHs with median particulate proportions of 28, 73, 67, 72, 33, and 5% for BPA, NP, OP, NP₁EO, NP₂EO and NP₁EC, respectively.

5.3.1.5. Phthalates

Phthalate concentrations were on the same order of magnitude as other urban and road runoff values from the scientific literature. For example, the median concentration of DEHP in RR was 14 µg/L compared to values between 0.1-24 µg/L (Clara et al., 2010), <1 to 5 µg/L (Björklund et al., 2009) and 3-58 µg/L (Zgheib et al., 2012). Similarly, the relative abundance of molecules (DEHP>DiBP>DBP>DMP>DNP) corroborated the previous observations of DEHP>DMP (Björklund et al., 2009) and DEHP>DBP>DMP (Clara et al., 2010). The EQS value of 1.3 µg/L for DEHP was exceeded for all events for RR.

DMP, DiBP, DBP, DEHP, DNP were quantified in 45, 85, 100, 100, 8% of samples in the dissolved phase and 33, 100, 100, 100 and 50% of samples in the particulate phase, respectively. Phthalates were found to be moderately to highly particulate depending on the compound (27, 56, 40, 72 and 92% for DMP, DiBP, DBP, DEHP, DNP) with the highest particulate ratios corresponding to those molecules with the highest molecular weight.

Parameter		Total Phase						Dissolved Phase						Water Quality Objective
		RR	n	VFS	n	BFS	n	RR	n	VFS	n	BFS	n	
	pH	8.02 (7.62, 8.41)	14	7.77 (7.40, 7.98)	18	7.98 (7.76, 8.81)	15							6.5-8.2
	Conductivity (µS/cm)	234 (88, 1950)	14	437 (188, 6585)	18	467 (250, 5365)	15							-
	Turbidity	291 (60, >1000)	14	30 (6, 324)	18	37 (12, 878)	15							-
Major Mineral Elements	Al (mg/L)	14.4 (3.8, 34.6)	12	1.0 (0.1, 6.5)	16	1.5 (0.3, 24.6)	14	<0.1 (<0.1, 0.12)	11	<0.1 (<0.1, 0.23)	15	<0.1 (<0.1, 0.24)	13	-
	Fe (mg/L)	13.8 (3.9, 32.7)	12	0.9 (0.1, 5.6)	16	1.2 (0.2, 21.7)	14	0.06 (0.03, 0.10)	11	0.07 (0.01, 0.19)	15	0.05 (0.01, 0.23)	13	-
	Mn (mg/L)	0.26 (0.06, 0.61)	12	0.014(0.003,0.089)	16	0.02 (0.01, 0.34)	14	0.003 (0.001,0.016)	11	0.003(<0.001,0.015)	15	0.002(<0.001,0.050)	13	-
	Ti (mg/L)	0.82 (0.21, 2.01)	12	0.05 (0.01, 0.31)	16	0.07 (0.02, 1.30)	14	0.002 (<0.002, 0.004)	11	0.004(<0.002,0.008)	15	0.004(<0.002,0.019)	13	-
	Na (mg/L)	30.2 (10.3, 377.5)	12	46.6 (7.7, 1355.8)	16	45.0 (9.3, 891.4)	14	30.5 (6.5, 374.0)	11	48.8 (7.7, 1353.3)	15	38.4 (9.3, 886.9)	13	-
	K (mg/L)	4.73 (2.34, 11.67)	12	2.12 (0.42,7.91)	16	3.76 (2.14, 13.77)	14	1.22 (0.68, 4.01)	11	1.54 (0.32, 6.55)	15	3.00 (2.03, 7.89)	13	-
	Mg (mg/L)	5.20 (1.68, 11.97)	12	2.10 (1.18, 6.59)	16	2.93 (1.40, 15.54)	14	0.68 (0.33, 1.07)	11	1.60 (0.91, 5.20)	15	2.58 (1.33, 9.36)	13	-
	Ca (mg/L)	61.0 (21.3, 145.2)	12	40.4 (22.4, 154.5)	16	57.5 (32.2, 248.9)	14	17.6 (11.8, 23.9)	11	36.7 (21.6, 144.5)	15	52.6 (29.3, 197.6)	13	-
	Si (mg/L)							13	1.27 (0.76, 18.70)	10	2.60 (0.84, 3.67)	14	3.54 (2.58, 5.08)	12
	TSS (mg/L)	291 (70, 933)	14	18 (2.9, 154)	18	18 (8.7, 520)	15							50
	OC (mg/L)	49 (14, 111)	13	14 (3.8, 31)	16	15 (4.6, 82)	13	6.1 (1.7, 14.7)	14	10.5 (3.2, 23.9)	18	9.8 (3.3, 16.1)	15	5 ^D
Nutrients	KN (mg/L – N)	2.92 (<1, 5.58)	13	1.07 (<1, 5.03)	16	1.63 (<1, 3.93)	13	<1 (<1, 1.33)	13	<1 (<1, 1.79)	16	<1 (<1, 2.02)	13	-
	NH ₄ ⁺ (mg/L – N)							0.20 (<0.04, 0.48)	13	<0.04 (<0.04, 0.32)	16	0.06 (<0.04, 0.29)	13	0.4
	NO ₃ ⁻ (mg/L – N)							0.47 (<0.05, 1.84)	13	0.40 (<0.05, 1.94)	16	0.85 (<0.05, 2.16)	13	11
	NO ₂ ⁻ (mg/L – N)							<0.08 (<0.08, 0.27)	13	<0.08 (<0.08, 0.24)	13	0.08 (<0.08, 0.20)	13	0.09
	P (mg/L – P)	0.48 (0.13, 2.05)	13	0.18 (<0.1, 0.65)	16	0.25 (<0.1, 0.89)	13	<0.1 (<0.1, 0.14)	13	0.11 (<0.1, 0.20)	16	0.13 (<0.1, 0.22)	13	0.2
	PO ₄ ³⁻ (mg/L – P)							<0.16	13	<0.16	16	<0.16	13	0.16

Tableau 39 : Median (minimum, maximum) values observed for total and dissolved phase global parameters in untreated road runoff (RR), drained water from the vegetative filter strip (VFS) and drained water from the biofiltration swale (BFS), compared to French objectives for good quality surface water (MEEM, 2016).

Trace Metals	Total Concentrations			Dissolved Concentrations			Environmental Quality Standard (dissolved phase)
	RR n=12	VFS n=16	BFS n=14	RR n=11	VFS n=15	BFS n=13	
As (µg/L)	4.99 (2.13, 12.11)	1.26 (0.39, 4.72)	3.16 (1.81, 11.02)	0.79 (0.57, 1.41)	0.88 (0.39, 2.91)	2.23 (1.33, 3.39)	0.83*
Ba (µg/L)	170 (60, 430)	40 (20, 250)	50 (30, 440)	13 (9, 30)	25 (15, 184)	41 (25, 188)	-
Cd (µg/L)	0.30 (0.11, 0.72)	<0.1 (<0.1, 0.14)	0.11 (<0.1, 0.48)	<0.1	<0.1	<0.1	0.15**,***
Co (µg/L)	4.93 (<2, 12.20)	<2	<2 (<2, 7.3)	<2	<2	<2	-
Cr (µg/L)	37.2 (12.3, 83.3)	3.2 (0.9, 15.8)	5.5 (2.2, 57.7)	0.63 (<0.1, 1.83)	0.82 (0.28, 1.90)	1.38 (0.64, 2.70)	3.4*
Cu (µg/L)	257.7 (98.1, 546.5)	39.2 (10.8, 113.6)	35.3 (9.0, 279.5)	24.9 (13.5, 42.2)	28.9 (9.1, 71.2)	24.5 (6.8, 43.6)	1*
Mo (µg/L)	9 (2, 62)	4 (2, 35)	4 (2, 36)	<2 (<2, 36)	4 (<2, 12)	4 (<2, 36)	-
Ni (µg/L)	16.2 (1.9, 38.9)	2.7 (1.0, 8.1)	2.7 (0.9, 26.0)	0.90 (0.57, 1.45)	0.97 (0.60, 7.81)	1.31 (0.54, 2.48)	4**
Pb (µg/L)	62.9 (15.8, 139.2)	4.1 (1.2, 22.1)	4.2 (1.4, 100.8)	0.43 (0.19, 0.90)	0.48 (0.26, 1.61)	0.38 (0.18, 1.08)	1.2**
Sr (µg/L)	170 (80, 330)	140 (80, 660)	270 (120, 1020)	100 (57, 117)	133 (76, 631)	261 (110, 907)	-
V (µg/L)	27.1 (11.2, 70.4)	3.4 (1.0, 12.9)	9.3 (4.3, 54.6)	1.83 (1.00, 3.16)	1.47 (0.84, 0.304)	4.45 (1.08, 10.35)	-
Zn (µg/L)	693 (236, 1653)	64 (11, 325)	53 (9, 1057)	32.3 (16.0, 65.9)	27.7 (7.5, 127.0)	16.4 (2.9, 54.1)	7.8*

Tableau 40 : : Median (minimum, maximum) values observed for total and dissolved concentrations in road runoff (RR), the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS), compared to *French (MEEM, 2016) or **European (EC, 2013) annual mean environmental quality standards, *value for Class 4 water hardness.**

Parameter	Total Concentrations			Dissolved Concentrations			Environmental Quality Standard (total phase)	
	RR n=12	VFS n=13	BFS n=13	RR n=12	VFS n=14	BFS n=13		
TPH (mg/L)	1.12 (0.29, 3.96)	0.27 (0.22, 0.83)	0.27 (0.23, 1.04)	<0.2	<0.2	<0.2	-	
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)	Nap (ng/L)	91 (21, 485)	17 (12, 46)	17 (12, 425)	<10 (<10, 27)	<10 (<10, 26)	<10 (<10, 422)	2000
	1MN (ng/L)	29 (13, 54)	13 (11, 19)	14 (11, 253)	<10 (<10, 12)	<10	<10 (<10, 250)	-
	2MN (ng/L)	50 (16, 119)	14 (12, 36)	15 (12, 203)	<10 (<10, 17)	<10	<10 (<10, 200)	-
	Acyl (ng/L)	104 (33, 286)	16 (12, 54)	17 (12, 118)	<10	<10	<10	-
	Acen (ng/L)	27 (13, 45)	13 (11, 19)	16 (11, 78)	<10	<10	<10 (<10, 76)	-
	F (ng/L)	32 (14,58)	13 (11, 22)	13 (11, 40)	<10 (<10, 24)	<10 (<10, 18)	<10 (<10, 28)	-
	A (ng/L)	130 (31, 337)	15 (12, 49)	17 (12, 118)	<10	<10	<10	100
	Phen (ng/L)	356 (102, 594)	28 (13, 107)	29 (12, 302)	23 (11, 100)	<10 (<10, 56)	<10 (<10, 98)	-
	Fluo (ng/L)	803 (180, 1601)	29 (13, 124)	47 (19, 462)	15 (13, 32)	<10 (<10, 21)	15 (<10, 51)	6.3
	Pyr (ng/L)	851 (205, 2298)	32 (13, 162)	54 (22, 591)	21 (15, 41)	<10 (<10, 30)	21 (<10, 43)	-
	BaA (ng/L)	255 (78, 611)	20 (12, 88)	22 (13, 284)	<10	<10	<10	-
	Chry (ng/L)	479 (111, 895)	28 (13, 108)	35 (13, 365)	<10	<10	<10	-
	BaP (ng/L)	224 (79, 698)	21 (13, 122)	23 (13, 378)	<10	<10	<10	0.17
	BkF (ng/L)	179 (59, 485)	19 (12, 83)	22 (12, 222)	<10	<10	<10	-
	BPer (ng/L)	361 (105, 966)	32 (13, 182)	35 (13, 506)	<10	<10	<10	-
	IP (ng/L)	272 (67, 764)	23 (13, 112)	26 (13, 274)	<10	<10	<10	-
	BbF (ng/L)	570 (159, 1627)	39 (13, 246)	51 (16, 738)	<10	<10	<10	-
DahA (ng/L)	83 (35, 192)	14 (12, 53)	17 (12, 128)	<10	<10	<10	-	
Cor (ng/L)	187 (50, 501)	20 (12, 108)	18 (12, 249)	<10	<10	<10	-	
Σ ₁₆ PAH (ng/L)	4907 (1341, 11495)	409 (213, 1551)	456 (281, 5047)	<190 (<170, <322)	<160 (<160, 261)	<160 (<179, 685)	-	

Tableau 41: Median (minimum, maximum) values observed for TPH and PAH total and dissolved concentrations in road runoff (RR), vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS), compared to European (EC, 2013) annual mean environmental quality standards.

Parameter		Total Concentrations			Dissolved Concentrations			Environmental Quality Standard (total phase)
		RR n=12	VFS n=15 (BPA, AP) n=13 (PAE)	BFS n=12 (BPA, AP) n=11 (PAE)	RR n=13	VFS n=15 (BPA, AP) n=14 (PAE)	BFS n=13 (BPA, AP) n=11 (PAE)	
Alkylphenols	BPA (ng/L)	412 (234, 964)	83 (18, 151)	195 (132, 549)	280 (66, 697)	76 (18, 148)	165 (110, 510)	-
	OP (ng/L)	430 (235, 1527)	37 (17, 155)	79 (35, 1762)	126 (33, 224)	29 (9, 123)	38 (13, 161)	100
	OP ₁ EO (ng/L)	26 (22, 298)	19 (17, 50)	23 (19, 90)	<17 (<17, 291)	<17 (<17, 47)	<17 (<17, 85)	-
	OP ₂ EO (ng/L)	29 (7, 56)	7 (<6, 13)	8 (6, 37)	<6 (<6, 22)	<6	<6	-
	4-NP (ng/L)	1647 (863, 5818)	440 (124, 961)	616 (229, 8228)	386 (100, 752)	124 (279, 796)	286 (149, 1601)	300
	NP ₁ EC (ng/L)	113 (49, 606)	82 (19, 180)	202 (54, 608)	105 (46, 587)	81 (19, 179)	105 (40, 598)	-
	NP ₁ EO (ng/L)	366 (116, 1294)	103 (<31, 478)	81 (158, 627)	38 (<31, 628)	87 (<31, 421)	79 (<62, 304)	-
NP ₂ EO (ng/L)	220 (99, 2279)	97 (<62, 362)	151 (66, 5108)	180 (<62, 858)	89 (<62, 355)	93 (<31, 423)	-	
Phthalates	DMP (µg/L)	0.44 (0.33, 1.14)	0.32 (<0.25, 1.17)	0.32 (0.27, 1.01)	<0.25 (<0.25, 1.0)	<0.25 (<0.25, 1.1)	<0.25 (<0.25, 0.94)	-
	DiBP (µg/L)	2.8 (1.2, 21)	2.0 (0.52, 15)	2.35 (1.39, 9.7)	1.3 (<0.52, 7.5)	1.5 (<0.52, 15)	1.1 (<0.52, 8.1)	-
	DBP (µg/L)	1.7 (0.6, 21)	1.2 (0.19, 8.1)	1.1 (0.58, 8.9)	0.28 (0.82, 8.28)	0.68 (0.19, 7.7)	0.69 (<0.18, 8.0)	-
	DEHP (µg/L)	14 (4.6, 130)	6.4 (1.8, 57)	13 (3.9, 120)	3.4 (0.88, 12)	2.7 (1.4, 57)	4.7 (1.2, 18)	1.3
	DNP (µg/L)	0.20 (<0.14, 12)	0.14 (0.11, 0.80)	0.15 (0.12, 1.5)	<0.11 (<0.11, 0.95)	<0.11 (<0.11, 0.14)	<0.11 (<0.11, 0.13)	-

Tableau 42 : Median (minimum, maximum) values observed for BPA, alkylphenol (AP) and phthalate (PAE) total and dissolved concentrations in road runoff (RR), the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS), compared to European (EC, 2013) annual mean environmental quality standards.

5.3.2. Treatment efficiency

5.3.2.1. Global parameters

The pH in the VFS drain (median 7.77, Tableau 39) was consistently lower than that in RR despite the alkaline pH of the filter media, likely due to the biological activity and degradation of organic matter in the soil, resulting in a production of acidifying CO₂. This also occurred to a lesser extent in the BFS, for which outlet pH increased compared to RR during the first period of operation before tending to remain stable or decrease slightly as biological activity was established.

Outlet electrical conductivity (EC) tended to be higher than that in RR. In all seasons, various ions, including Ca and to a lesser extent K and Mg (Tableau 39) were emitted from the filter media. In winter and into the spring, among the measured ions, EC was dominated by Na from deicing salt applied to the road surface. While high EC was observed at RR immediately following road salt application, EC remained elevated longer at BFS and VFS, which appear to act as temporary reservoirs for salt before it is slowly washed out.

TSS concentrations (Tableau 43) were significantly reduced for both VFS and BFS (Wilcoxon $P < 0.01$). Outlet VFS TSS concentrations were generally lower than those from BFS (median removals of 94 and 92% respectively). While previous studies have shown that biofiltration does tend to have high TSS removals, these are among the best removal rates reported in the literature (Brown and Hunt, 2011; Davis, 2007; DiBlasi et al., 2009; C. S. Hsieh and Davis, 2005; Leroy et al., 2016).

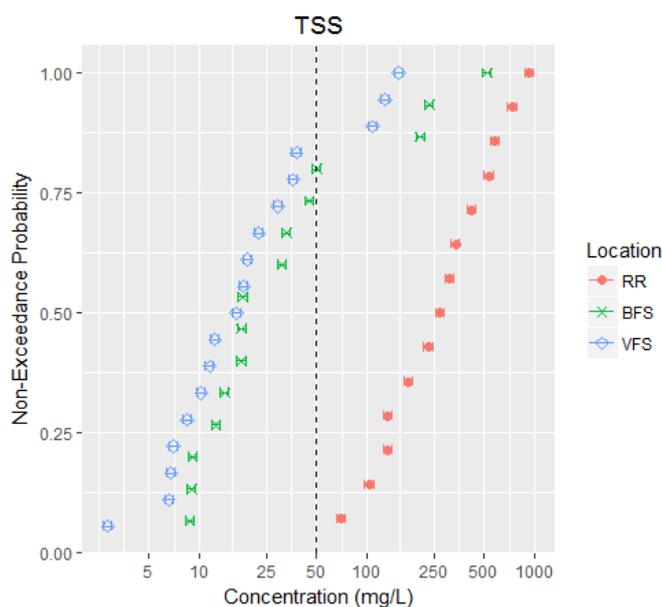


Figure 50 : Probability distribution of TSS in road runoff (RR), the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the water quality objective.

However, degraded performance was observed for three events, which can be observed in the TSS probability distribution (Figure 50) as a discontinuity between the majority of the series and the three highest values for both BFS and VFS. These events all occurred in winter 2017 (Figure S8, Supplementary Data), a period when road salt was frequently applied. Elevated TSS concentrations in water drained from LID devices following the application of road salt

has previously been observed in both field (Winston et al., 2012) and column (McManus and Davis, 2017a) studies.

Total concentrations of OC, KN (the sum of reduced nitrogen species, both organic and ammoniacal) and P were all significantly reduced at outlets (Wilcoxon $P < 0.01$ except for TP at BFS for which $P < 0.05$). Median E_c for TP and TKN (respectively 70 and $> 59\%$ for VFS; 41 and 44% for BFS) are similar to previous results demonstrating removal of these species (Davis, 2007; W. F. Hunt et al., 2008), while other studies have demonstrated negative E_c (Hunt et al., 2006; Leroy et al., 2016).

Among dissolved species, KN, P, PO_4^{3-} and NO_2^- were rarely quantified, while OC concentrations were significantly higher at both outlets than in RR (Wilcoxon $P < 0.01$ for VFS and $P < 0.05$ for BFS) and NH_4^+ was significantly lower ($P < 0.05$ for both systems). BFS NO_3^- concentrations tended to be higher than in RR, though the difference was not significant (Wilcoxon $P > 0.05$) due to an improvement of performance over time.

The sum of all nitrogen species decreased at both outlets (Figure 51). Increases in nitrate at BFS, along with decreases in reduced nitrogen species are indicative of aerobic conditions in the filter, leading to nitrification. E_c for ammonium, nitrite and nitrate are all positively correlated (Spearman $P < 0.05$), while no correlation is observed with total TKN E_c . As such, it does not appear that these species are nitrified in BFS at the event scale, but rather that organic nitrogen stored in the filter media is decomposed to ammoniacal nitrogen, which is then nitrified. The improvement of nitrate removal in BFS over time is likely due to the establishment of the plant and microbial communities (corresponding to increased nitrogen demand).

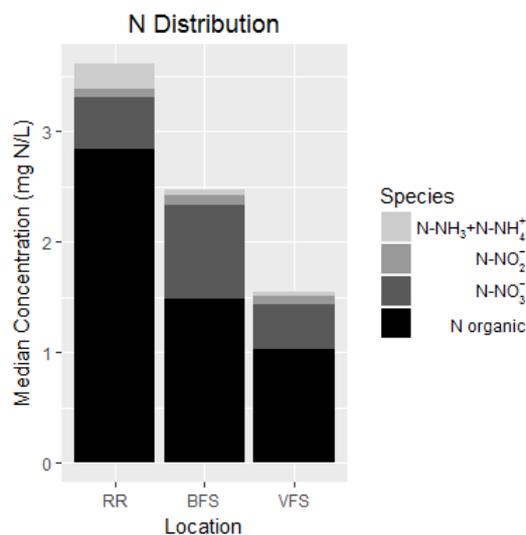


Figure 51 : Median total concentrations of all nitrogen species at each sampling location.

Parameter		Total Concentration Reduction (%)						Dissolved Concentration Reduction (%)								
		VFS		Fsig (%)	n	BFS		Fsig (%)	n	VFS		Fsig (%)	n	BFS		Fsig (%)
	TSS	94 (82, 98)*	100	13	92 (11, 95)*	100	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	OC	70 (24, 86)*	100	12	70 (18, 77)*	100	10	-66 (-183, 32)°	8	13	-32 (-88, 33) °°	9	11			
Nutrients	KN	>59 (-15, 73)*	91	11	44 (6, 73)*	78		-35 (-74, -10)	0	5	8 (-25, 23)	0	4			
	NH ₄ ⁺	-			-			64 (-45, 92)**	91	11	64 (-63, 92)**	70	10			
	NO ₃ ⁻	-			-			18 (-413, 76)	55	11	-131 (-1825, 57)	11	9			
	NO ₂ ⁻	-			-			27 (-200, 50)	29	7	7 (-150, 31)	0	6			
	P	70 (-62, 88)*	75	12	41 (-77, 85)**	60	10	-20 (-50, 29)°°	0	6	-43 (-120, -29)	0	5			
	PO ₄ ³⁻	-			-			-	0	0	-	0	0			
Trace Metals	As	68 (53, 87)*	100	10	20 (-29, 55)**	67	9	-47 (-239, 52)	22	9	-169 (-392, 6)°°	0	8			
	Ba	75 (2, 89)*	90	10	51 (-77, 84)	78	9	-94 (-1590, -62)°	0	9	-223 (-1620, -143)°	0	8			
	Cd	>70 (>10, >82)*	90	10	>47 (>10, 79)*	78	9	-	0	0	-	0	0			
	Co	>66 (>44, >84)*	100	8	>56 (17, 73)*	100	7	-	0	0	-	0	0			
	Cr	86 (75, 96)*	100	10	80 (9, 89)*	89	9	-26 (-160, 41)	11	9	-97 (-280, 2)°°	0	8			
	Cu	77 (64, 92)*	100	10	76 (19, 93)*	100	9	-8 (-206, 42)	22	9	21 (-7, 46)	63	8			
	Mo	45 (-24, 97)**	60	10	38 (-8, 89)*	67	9	-85 (-217, 91)	25	8	-80 (-189, 84)	17	6			
	Ni	82 (41, 93)*	100	10	71 (17, 91)*	89	9	-10 (-209, 45)	11	9	-20 (-104, 46)	13	8			
	Pb	93 (81, 97)*	100	10	89 (12, 97)*	89	9	-22 (-193, 61)	11	9	12 (-155, 63)	50	8			
	Sr	8 (-173, 60)	50	10	-39 (-327, 37)	33	9	-42 (-455, -5)°	0	9	-161 (-697, -68)°	0	8			
	V	85 (74, 94)*	100	10	62 (6, 79)*	89	9	4 (-82, 55)	44	9	-77 (-569, 41)°°	13	8			
	Zn	90 (82, 96)*	100	10	89 (25, 98)*	100	9	35 (-94, 51)	56	9	57 (-74, 76)	88	8			

Tableau 43: Summary of global and trace element concentration reductions (E_c for the vegetative filter strip (VFS) and biofiltration swale (BFS). Significant concentration reduction represented by *($P<0.01$) or **($P<0.05$); significance of concentration increase represented by °($P<0.01$) or °°($P<0.05$). F_{sig} refers to the fraction of events for which a concentration reduction was observed, while n is the number of events for which E_c was calculated.

Parameter	Total Concentration Reduction (%)						Dissolved Concentration Reduction (%)						
	VFS	Fsig (%)	n	BFS	Fsig (%)	n	VFS	Fsig (%)	n	BFS	Fsig (%)	n	
TPH	71 (>15, 91)*	70	10	68 (>8, 81)*	60	10	-	0	0	-	0	0	
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)	Nap	74 (>37, 91)*	100	10	>77 (-1912,87)	80	10	19 (4, 33)	0	2	-20 (-4120, 33)	0	5
	1MN	56 (-3, 70)*	70	9	>55 (-1858, 69)	78	9	13 (9, 17)	0	2	0 (-2400, 17)	0	4
	2MN	>70 (>16, 87)*	80	10	>64 (-1182, 85)	80	10	9 (9, 41)	0	3	-18 (-1900, 41)	0	4
	Acyl	>81 (>59, 88)*	100	10	83 (32, 90)*	100	10	-	0	0	-	0	0
	Acen	47 (<-1, 69)*	70	10	21 (-301, 69)	40	10	-	0	0	<-415 (<-660,<-160) ^{oo}	0	4
	F	54 (2, 75)*	70	10	>50 (7, 73)*	60	10	>23 (>0, 25)	0	3	0 (-17, >23)	0	3
	A	88 (59, 92)*	100	10	86 (38, 91)*	100	10	-	0	0	-	0	0
	Phen	93 (78, 96)*	100	10	92 (30, 96)*	100	10	>47 (>9,>90)*	73	11	>44 (-11,>90)*	50	10
	Fluo	95 (86, 97)*	100	10	94 (48, 97)*	100	10	>33 (>23, 48)*	27	11	>21 (-292,>47)	20	10
	Pyr	95 (91, 98)*	100	10	94 (42, 95)*	100	10	>47 (27, >57)*	73	11	25 (-126, 55)	20	10
	BaA	91 (82, 95)*	100	10	92 (42, 95)*	100	10	-	0	0	-	0	0
	Chry	93 (84, 96)*	100	10	93 (46, 97)*	100	10	-	0	0	-	0	0
	BaP	90 (82, 93)*	100	10	90 (46, 95)*	100	10	-	0	0	-	0	0
	BkF	90 (70, 93)*	100	10	90 (21, 93)*	90	10	-	0	0	-	0	0
	BPer	92 (75, 95)*	100	10	92 (31, 97)*	100	10	-	0	0	-	0	0
	IP	90 (69, 95)*	100	10	90 (24, 96)*	100	10	-	0	0	-	0	0
	BbF	93 (79, 98)*	100	10	92 (36, 97)*	100	10	-	0	0	-	0	0
DahA	83 (62, 86)*	100	10	>82 (32, 86)*	100	10	-	0	0	-	0	0	
Cor	90 (73, 96)*	100	10	89 (28, 95)*	100	10	-	0	0	-	0	0	
Σ16 PAH	91 (81, 95)*	-	10	91 (81, 95)*	-	10	-	0	0	-	0	0	

Tableau 44 : Summary of TPH and PAH concentration reductions (E_c for the vegetative filter strip (VFS) and biofiltration swale (BFS). Significant concentration reduction represented by * ($P<0.01$) or ** ($P<0.05$); significance of concentration increase represented by ° ($P<0.01$) or °° ($P<0.05$). F_{sig} refers to the fraction of events for which a concentration reduction was observed, while n is the number of events for which E_c was calculated.

Parameter		Total Concentration Reduction (%)						Dissolved Concentration Reduction (%)									
		VFS		Fsig (%)	n	BFS		Fsig (%)	n	VFS		Fsig (%)	n	BFS		Psig (%)	n
	BPA	86 (69, 98)*		100	11	57 (-57, 79)**		78	9	79 (49, 93)*		100	12	43 (-452, 75)		80	10
Alkylphenols	OP	93 (51, 97)*		100	11	76 (-109, 94)		89	9	74 (23, 94)*		83	12	59 (-81, 83)**		60	10
	OP1EO	>37 (<-72, 98)**		71	7	31 (-52, 85)		40	5	74 (-174, 94)		60	5	47 (4, 85)		50	4
	OP2EO	>72 (>12, 86)*		91	11	>72 (-252, 84)		67	9	49 (25, 72)		100	2	>49 (>25, >72)		100	2
	4-NP	65 (14, 92)*		91	11	56 (-219, 72)		78	9	6 (-125, 59)		25	12	4 (-113, 40)		10	10
	NP1EC	32 (0, 88)*		64	11	-49 (-208, 48)°°		11	9	27 (-3, 88)*		42	12	-54 (-223, 48)°°		10	10
	NP1EO	73 (46, 84)*		82	11	52 (-63, 77)		67	9	31 (-106, 59)		17	6	32 (-142, 72)**		17	6
	NP2EO	38 (-51, 88)**		45	11	41 (-68, 85)		44	9	14 (-89, 70)		33	12	24 (-124, 65)**		40	10
Phthalates	DMP	23 (-231, 72)**		9	11	23 (-191, 68)		12	8	1 (-352, 76)		17	6	19 (-276, 76)		20	5
	DiBP	41 (-93, 85)		55	11	29 (-179, 72)		36	8	-23 (-121, 68)		9	11	12 (-159, 45)		0	9
	DBP	47 (-38, 87)**		64	11	48 (-988, 87)		62	8	8 (-99, 61)		33	12	21 (-1831, 92)		44	9
	DEHP	69 (-191, 79)		55	11	8 (-132, 36)		12	8	-5 (-674, 52)		33	12	-202 (-754, 62)°°		11	9
	DNP	83 (28, 96)*		88	8	74 (64, 93)**		100	4	-7 (-27, 88)		17	3	-17		0	1

Tableau 45 : Summary of emerging micropollutant concentration reductions (E_c for the vegetative filter strip (VFS) and biofiltration swale (BFS). Significant concentration reduction represented by * ($P < 0.01$) or ** ($P < 0.05$); significance of concentration increase represented by ° ($P < 0.01$) or °° ($P < 0.05$). F_{sig} refers to the fraction of events for which a concentration reduction was observed, while n is the number of events for which E_c was calculated.

5.3.2.2. Trace metals

In the total phase, all trace metal concentrations were significantly reduced (Wilcoxon: $P < 0.01$, except As for the BFS for which $P < 0.05$). Removals were also usually analytically significant (i.e. superior to analytical uncertainty) with the exception of 33% of events for As and 11% of events for Cr and V at BFS. VFS removed total trace metals better than BFS, likely due to better removal of particles. Pb and Zn were the best removed species, while As was the least well removed in both systems. Median Cu, Zn and Pb E_c (77, 93 and 90% and 76, 89 and 89% for the VFS and BFS, respectively) were higher than those previously reported for similar systems (Davis, 2007; Leroy et al., 2016).

The treatment of dissolved trace metals was shown to be much less effective. Negative median E_c were observed for VFS for As, Cd, Cr, Cu, Ni and Pb. Although many of these values were analytically significant for certain events, none were significant for the full series (Wilcoxon $P > 0.05$). At BFS, negative E_c for As, Cr and V were analytically significant for most events as well as for the full series (Wilcoxon $P < 0.05$). Analytically significant, positive E_c were often observed for dissolved Cu, Pb and Zn for BFS and for V and Zn for VFS, though the removal was not significant across the full series (Wilcoxon $P > 0.05$) due to inter-event variability. As a results of this low performance, the EQS was systematically surpassed for Cu at both treatment sites, and 70% and 87% of events for zinc in the BFS and VFS, respectively.

Probability distributions of most total trace metals tend to closely resemble those of TSS, particularly in the case of Zn (Figure 52). An exception to this is the lower part of the BFS distribution, for which Zn values are especially low; these values were measured during the earliest period of BFS functioning (Figure 57, Supplementary Data) when uncontaminated fine soil particles were probably being washed out from the new filter media; as such, particle concentrations of Zn were particularly low during this period. Distributions of other elements, such as Cu (Figure 6), had a less marked discontinuity in the VFS distribution. In both of these cases, dissolved distributions show quite different behavior, with higher concentrations observed in VFS than BFS, possibly due to the leaching of pollutants accumulated over time in the filter media.

The probability distribution of As (Figure 52) demonstrates behavior indicative of emissions from the filter media. Although the highest total concentrations at BFS are below those observed in RR, no improvement is observed at lower levels, as As levels in outlet water appear to approach a non-reducible concentrations due to equilibrium with the soil. Dissolved BFS concentrations always exceed those in RR. The lower dissolved concentrations observed at VFS indicate that leaching from the filter media may decrease over time.

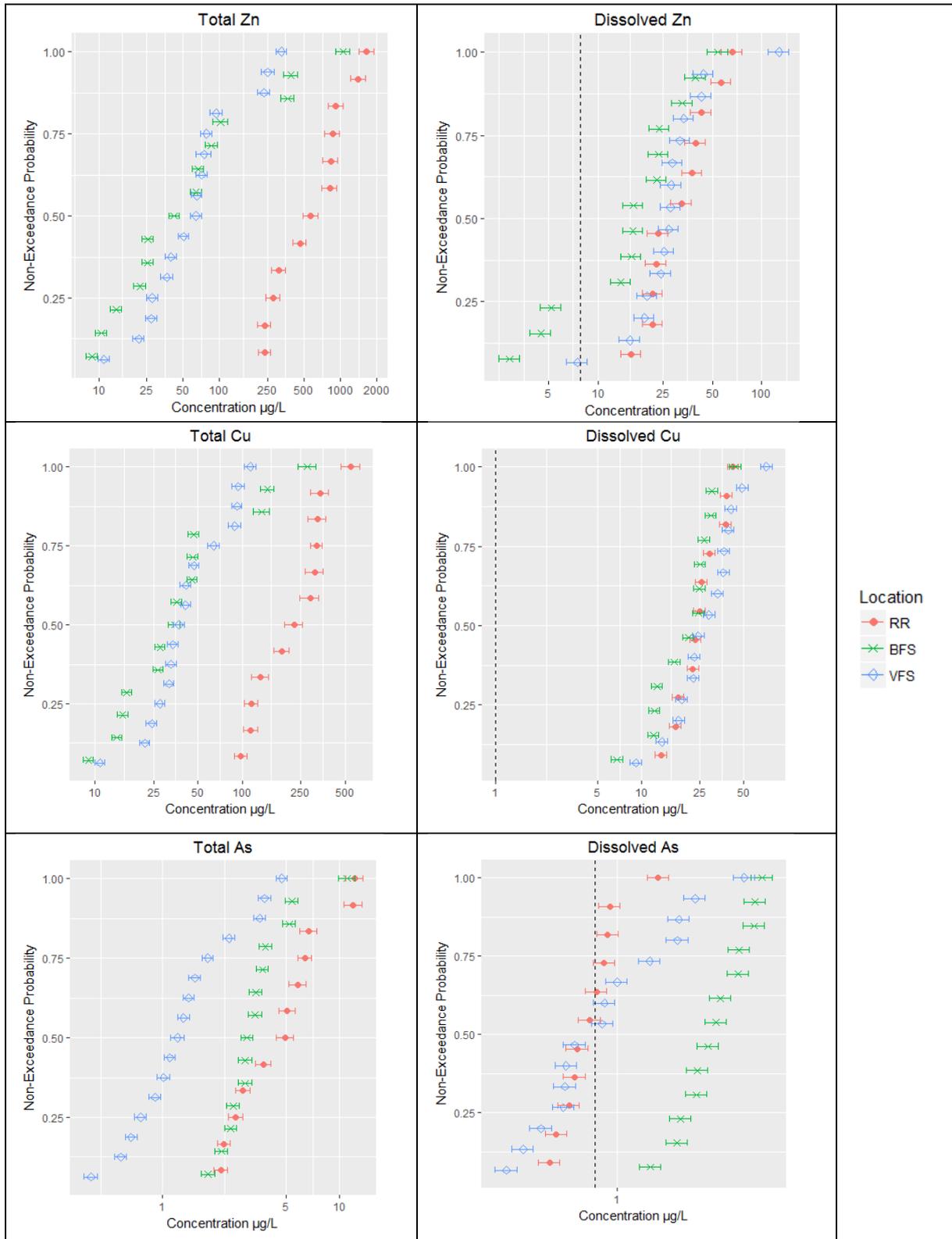


Figure 52 : Probability distributions of total and dissolved Zn, Cu and As in road runoff (RR), the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

5.3.2.3. TPH and PAH

TPH were significantly removed across events (median 71 and 64% for the VFS and BFS, respectively) in the total phase and were never quantified in the dissolved phase.

Overall, both systems were shown to significantly remove total PAHs (Wilcoxon: $P < 0.01$ for Σ_{16} PAH). Very high E_c (91% for both systems for Σ_{16} PAH) were observed, consistent with concentration reductions observed by Diblasi et al. (2009) and David et al. (2015), both systems in which high TSS retention was also observed, but differing greatly from the results of Leroy et al. (2016), who observed low removal or even increases of PAHs from vegetative infiltration swales which also exhibited remarkably poor TSS removal.

In both systems at the event scale, most individual PAH molecule total E_c were analytically significant, despite high analytical uncertainty, due to large differences between inlet and outlet concentrations. E_c were lower (median 47-88%) for several low molecular weight (LMW) PAHs (Nap, 1MN, 2MN, Acy, Acen, F, A) as well as one high molecular weight (HMW) molecule (DahA). These molecules are those present at the lowest proportions in RR (Figure 49), which explains, at least partially, the lower efficiency, due both to limitations in observed E_c from the LQ and to the fact that non-reducible environmental concentrations may be closer to those observed in runoff. In addition, LMW PAHs are expected to be more mobile in soil than their more hydrophobic, HMW counterparts.

Across events, concentrations of all molecules in the VFS and most molecules in the BFS were significantly lower than those in RR (Wilcoxon $P < 0.01$). However, as total BFS outlet concentrations of Nap, 1MN, 2MN and Acen were higher than those in RR for some events, their reduction was not found to be significant ($P > 0.05$). Nap, 1MN and 2MN concentrations were only elevated in this way for a single event, likely due to a one-time, local leak or spill of a petroleum product from a vehicle. As total BFS Acen concentrations exceeded those in RR for several events during the beginning of operation, (, supplementary data), it is likely that this molecule was being leached from BFS construction materials.

Among the pollutants regulated by the European Framework Directive, Nap was always below the EQS at both sites, while A exceeded its standard for a single event at BFS and both Fluo and BaP systematically exceeded the EQS at both sites.

In the dissolved phase, only Phen, Fluo and Pyr were systematically quantified in RR. As many outlet concentrations were below the LQ, calculated event E_c were often lower bounds and found to be analytically insignificant. For VFS, all three molecules, and for BFS, only Phen were significantly removed across events (Wilcoxon: $P < 0.01$). BFS dissolved Acen concentrations were actually found to be significantly higher ($P < 0.05$) than those in RR.

Probability distributions of total and dissolved PAHs (Figure 53) demonstrate the variety of behaviors observed. The distribution of Acen, both in the total and dissolved phases, is dominated by emissions of dissolved Acen in the first period of operation of the BFS, after which total outlet concentrations were lower than those in RR. Lower outlet concentrations compared to RR are observed for total Fluo, BaP and BkF across the full distribution for both VFS and BFS, with lower performance for the highest three outlet concentrations, which correspond to the winter 2017 period (Figure 64, Supplementary Data). However, while a clear discontinuity is visible for BaP between these concentrations and the rest of the distribution, it is less marked than that observed for TSS, Zn and Pb; such a discontinuity is even less visible for Fluo and BkF. Like Acen, the highest dissolved BFS concentrations of Fluo exceeded those in RR; again during the first period of operation (Figure 64, Supplementary Data).

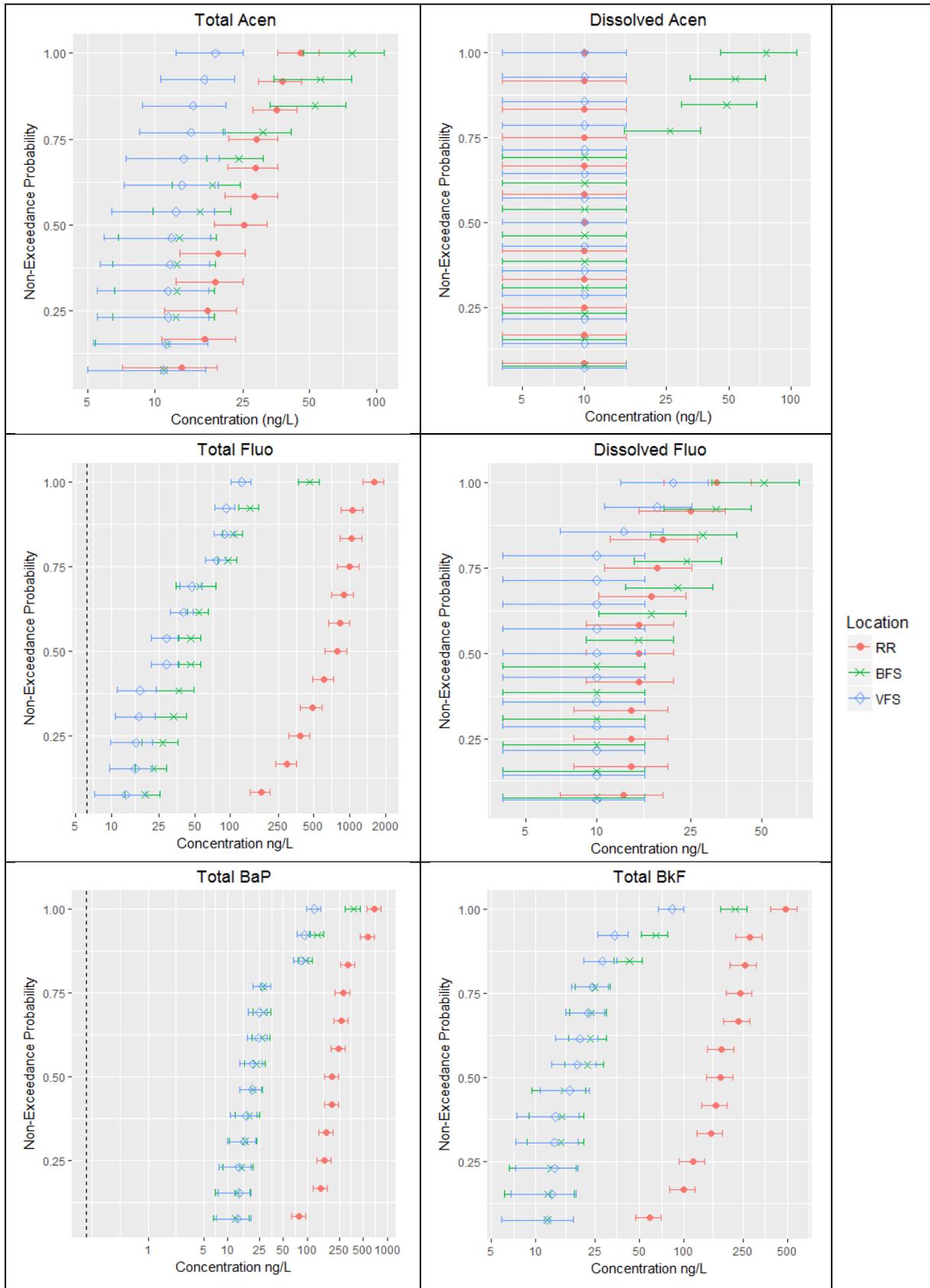


Figure 53 : Probability distribution of total and dissolved Acen and Fluo and total BaP and BkF in road runoff (RR), the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

5.3.2.4. Alkylphenols and Bisphenol-A

In the VFS, total concentrations of BPA and all analyzed alkylphenols were found to be significantly reduced across events (Wilcoxon $P < 0.01$ for all except OP₁EO and NP₂EO, for which $P < 0.05$). However, as analytical uncertainties were high and the differences between RR and VFS drainage concentrations were less marked than for PAHs, only BPA and OP displayed analytically significant removals for all events, while between 45-91% of removals were significant for the other alkylphenols. The least well-retained species was NP₁EC (median E_c 32%), likely due to its more dissolved character than the other pollutants as well as the fact that it may be the product of degradation of more abundant ethoxylated nonylphenols (Bergé et al., 2012). BPA and OP were found to be very well removed (median E_c 86 and 93%, respectively).

Total E_c tended to be lower for BFS, and the only statistically significant concentration reduction across events was found for BPA (Wilcoxon $P < 0.05$). Again, negative E_c were sometimes observed. Most notably, NP₁EC concentrations significantly increased over the full series (Wilcoxon $P < 0.05$). The concentrations of other molecules only increased for one or two events, most commonly in May 2016 or winter 2017. Again, BPA and OP were the best removed contaminants of this family (median E_c 57 and 76% respectively).

In the dissolved phase, significant removals of BPA, NP₁EC and OP were observed over the full series for VFS (Wilcoxon $P < 0.01$ and median E_c of 79, 27 and 74%, respectively). Again, for most molecules in this family, removals were not analytically significant for all events. In the dissolved phase, negative E_c were more often observed than in the total phase.

As in the total phase, concentrations of dissolved NP₁EC increased significantly at the outlet of BFS (Wilcoxon $P < 0.05$). Removals of dissolved OP, NP₁EO and NP₂EO were significant ($P < 0.05$). At the event scale, the proportions of analytically significant reductions were relatively small, and negative E_c were occasionally observed for all pollutants in this family besides OP₁EO and OP₂EO, which were rarely quantified.

The EQS for NP and OP were exceeded for 73 and 20% of events for the VFS and 75 and 33% for the BFS.

Probability distributions of BPA, OP and NP (Figure 54) differ from the forms observed for other pollutant families. BPA, much less particulate than trace metals or PAH, has a similar behavior in the dissolved and total phases, with slightly higher removals in the total phase. BFS dissolved concentrations appear to approach a non-reducible level at around 100 ng/L, which may be indicative of emissions from construction materials. VFS concentrations are consistently lower than those in RR, with slightly less difference at the highest concentrations. BFS concentrations follow a similar distribution, albeit with higher concentrations, approaching those in RR at the highest levels. While total NP concentrations are strongly reduced over the whole distribution range for VFS and over the lower half of the distribution range for BFS, little improvement is seen in the dissolved phase. Indeed, the highest and lowest concentrations at both VFS and BFS exceed those of RR. Besides this, outlet concentrations from BFS and VFS are very similar and consistently slightly lower than those in RR, though within in the range of its uncertainty.

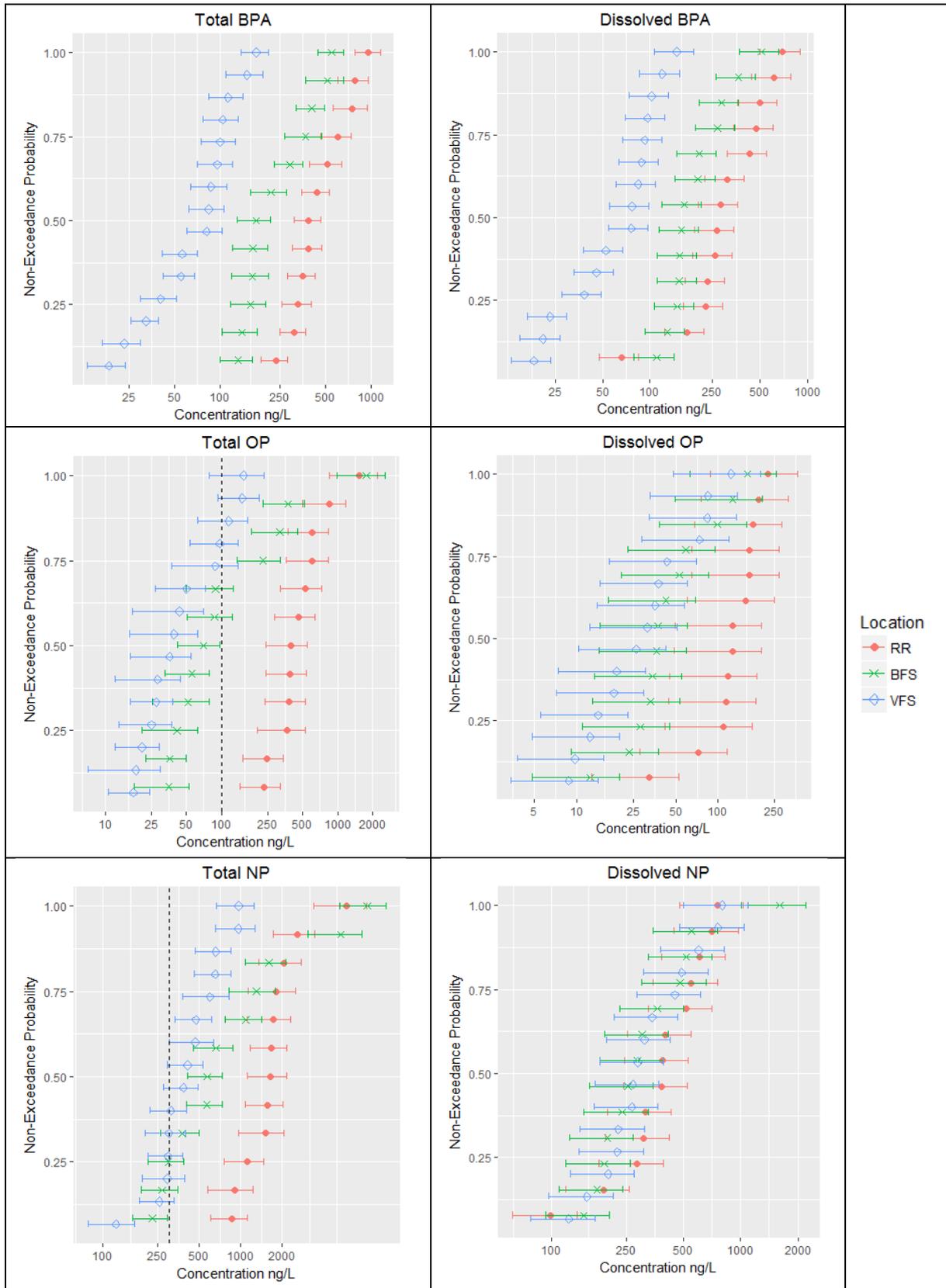


Figure 54 : Probability distribution of total and dissolved BPA, OP and NP in road runoff (RR), the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

5.3.2.5. Phthalates

All median E_c for total phthalates were positive, though lower than those observed for metals and PAH. Outlet concentrations were only significantly below those in RR across the series for DNP (Wilcoxon $P < 0.01$), DMP and DBP ($P < 0.05$) at VFS and DNP ($P < 0.05$) at BFS. In addition, the proportion of events with analytically significant reductions were low ($< 70\%$) for all pollutants except DNP. Higher E_c tended to be observed for the heavier, more particulate molecules. An exception to this is DEHP in the BFS, which has the lowest E_c value of any phthalate, despite its mainly particulate nature in RR. Concentrations of DEHP always exceeded the EQS, even in outlet water.

No significant reductions of dissolved concentrations were observed for the full series, and negative E_c were observed sporadically for all phthalates. Dissolved concentrations of DEHP actually increased significantly (Wilcoxon $P < 0.05$), which indicates that a source of DEHP is present in the BFS, likely materials used in its construction (geomembrane, drain, drain fabric).

Median E_c for DEHP and DBP (47 and 69% for VFS and 8 and 48% for BFS) were lower than those observed by Zhang et al. (2014) (> 97 and $> 92\%$, respectively) for synthetic runoff. Besides the possibility of phthalate sources among construction materials, this may be due to the less reactive (colloidal, for example) form of these pollutants in real rather than synthetic runoff.

The probability distribution of DEHP (Figure 55) demonstrates the variability of treatment efficiency. VFS concentrations tend to be lower than those at BFS and RR, demonstrating that the system is capable of reducing concentrations. However, at low exceedance probabilities, VFS concentrations begin to overlap those in BFS and RR. In the dissolved phase, while VFS and BFS concentrations are of the same order as those in RR in the lower range of the probability distribution, peak concentrations exceed those in RR. This variable performance is visible to a lesser extent for DBP and DiBP, while those of DNP and DMP (Figure 63, Supplementary Data) show more consistently improved water quality at the outlets, although the observation of the extent of treatment of these two compounds is limited by their proximity to the LQ.

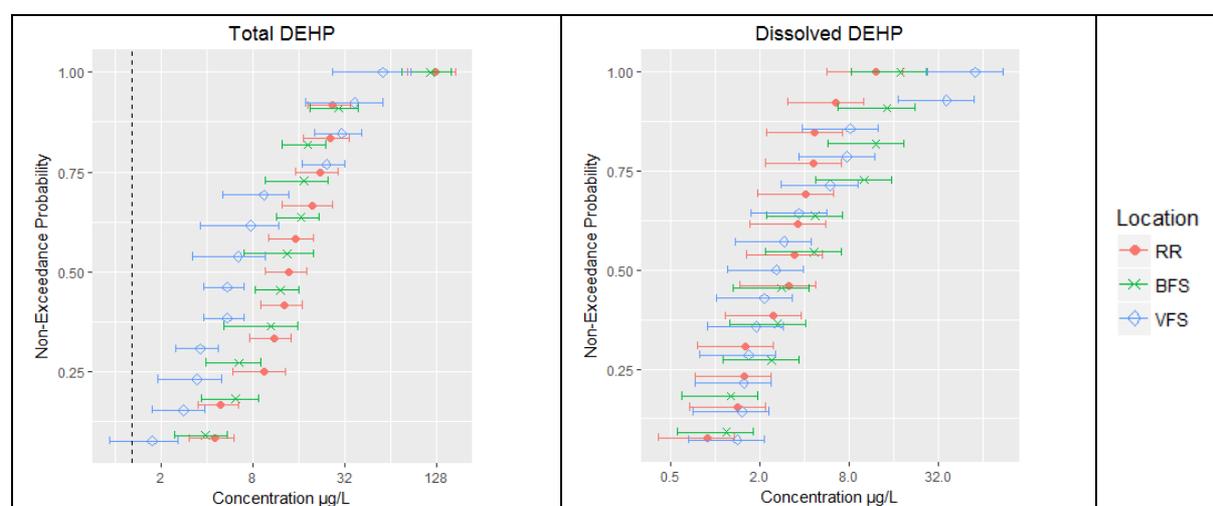


Figure 55 : Probability distribution of total and dissolved DEHP in road runoff (RR), the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

5.4. Conclusions

The performance of two stormwater biofiltration systems treating road runoff were evaluated for a wide range of conventional pollutants and micropollutants for both total and dissolved concentrations. Key findings are as follows.

- Concentrations reductions of TSS and highly particulate contaminants (including zinc, copper, lead, TPH and PAHs) were high ($E_c > 90\%$) for most events, though a period of poor performance was observed over a particularly cold, winter period during which deicing salt was frequently applied to the road surface.
- Treatment of dissolved-phase pollutants was less efficient, with relatively few significant dissolved pollutant concentrations observed. Although median E_c approached 80% for some pollutants, the majority were much lower, sometimes even negative. As such, removal of moderately particulate pollutants (BPA, alkylphenols, and phthalates) tended to be lower than the aforementioned highly particulate pollutants.
- Many pollutants (including some nutrients, PAH molecules, trace elements, BPA, alkylphenols and phthalates) demonstrate low or negative E_c during the first months of operation of the BFS system. A major cause of this is thought to be emissions from components of the biofiltration system. While the filter medium is the most likely source of leached nutrients and trace metals, man-made materials including geomembranes, asphalt, drains and associated filter fabrics may be sources of organic micropollutants, a fact which should be taken into account when designing biofilters for the treatment of micropollutants.

The present research has raised questions as to the mechanisms underlying the retention and transport of pollutants in stormwater biofilters, especially during winter. Better understanding these processes, as well as the fate of retained pollutants in these systems and long-term evolutions in performance, are important subjects for future research, which could improve recommendations for the conception and maintenance of biofiltration systems.

5.5. Supplementary Data

5.5.1. Field blanks

5.5.1.1. Methodology

Field blanks were carried out to verify the non-contamination of samples from the RR automatic sampler and associated tubing, a PVC pipe at the inlet of the RR manhole and water collection system in the VFS manhole and associated tubing, which was assumed to be representative of the similar BFS system. Blanks were conducted for metals, major elements and organic micropollutants.

As no running water was available on site and large volumes of water were required, tap water stored in identical, plastic buckets were used. The buckets were cleaned with TDF-4 detergent and rinsed multiple times with tap water and followed by deionized water prior to use. A reference sample, representative of the initial water quality, was taken of the water stored in these buckets.

Each piece of equipment was rinsed thoroughly with water from the buckets before production of the blank samples. Water for each sample (including the reference) was manipulated with the same plastic beaker.

For the RR automatic sampler, blanks were taken twice. The first time, the automatic sampler and the PVC pipe were tested separately. For the automatic sampler, water was placed in the beaker and the peristaltic pump of the sampler activated to pump water into a sampling bottle. In the PVC pipe, for the initial campaign, water was left to stagnate 4h, a largely pessimistic duration. For pollutants that were not released after such a long stagnation, it was concluded that they would not be released for the shorter residence times representative of real operation. However, as large increases in phthalate concentrations were observed, a second campaign was conducted under more realistic conditions. For this second campaign, the residence time was calculated using the average flow rate in the pipe and its volume. The residence time was found to be 12s, which was rounded up to 1 minute for logistic purposes. This time, the pipe was filled and water pumped from it using the automatic sampler while continuously adding water from the bucket at a rate ensuring the required residence time.

In VFS, water was poured into the tipping bucket and collected at the outlet of tubing in a field sampling bottle.

Blanks were only analyzed for the dissolved phase of pollutants. Tableau 46 presents the results of these campaigns. Results are presented as the ratio of the change in concentration between each blank and the reference divided by the median dissolved concentration in the water from the sampling point. The analytical uncertainty in the change in concentration was taken into account: ratios marked with a star are analytically significantly superior to zero.

5.5.1.2. Blank results

The grand majority of pollutants showed no significant contamination by sampling equipment. At RR, a slight contamination, equivalent to 5-13% of median dissolved concentrations in RR water was observed for As, Cu, V, Zn and NP1EC. Mo concentrations increased by 67% of observed concentrations.

The concentrations of several PAH molecules (NAP, 1MN, 2MN, F and P) were much greater in the VFS blank than the reference. However, as dissolved concentrations of all of these molecules were nearly always below the LOQ at the VFS outlet, these observations do not appear to be representative of the true behavior of the system. As these molecules were quantified in the reference water for the blank, the contamination more likely comes from the plastic buckets. The VFS blank was not repeated in response to this result as even if some contamination were occurring, it was unmeasurable during real sampling campaigns and would not, therefore, bias interpretation. No other analytically significant contamination occurred in the VFS blank.

As previously mention, the first series of blanks showed significant contamination of all PAE molecules from the PVC pipe. As PVC is known to contain phthalates and water was left to stagnate for a long period, it is unsurprising that some contamination was observed. The second campaign, conducted in more realistic conditions with a residence time of only one minute, showed no contamination. It is therefore concluded that, under real operation conditions, contamination by phthalates at RR is not a problem.

	RR Automatic Sampler Blank	RR PVC Pipe Blank (Residence time : 4h)	RR PVC Pipe + Automatic Sampler Blank (Residence time: 1 minute)	VFS Blank
Al (mg/L)	0	0	-	0
Fe (mg/L)	0	0	-	0
Mn (mg/L)	0	0.67*	-	0
Mo (mg/L)	0	0	-	0
Sr (mg/L)	0.02	0	-	0
Ti (mg/L)	0	0	-	0
Na (mg/L)	0	0	-	0
K (mg/L)	0	0.08	-	0
Mg (mg/L)	0.03	0	-	0
Ca (mg/L)	0.02	0.01	-	0.01
Ba (mg/L)	0	0	-	0
Si (mg/L)	0.02	0	-	0
As (µg/L)	0	0.05*	-	0
Cd (µg/L)	0	0	-	0
Co (µg/L)	0	0	-	0
Cr (µg/L)	0	0	-	0
Cu (µg/L)	0.1*	0.01	-	0
Ni (µg/L)	0	0	-	0
Pb (µg/L)	0	0	-	0
V (µg/L)	0.01	0.13*	-	0
Zn (µg/L)	0.06*	0.11*	-	0
TPH (mg/L)	0	0	-	0
Nap (ng/L)	0	0	-	1.6
1MN (ng/L)	0	0	-	0.6
2MN (ng/L)	0	0	-	0.4
Acyl (ng/L)	0	0	-	0
Acen (ng/L)	0	0	-	0
F (ng/L)	0	0	-	10.7*
A (ng/L)	0	0	-	0
P (ng/L)	0	0	-	9.8*
Fluo (ng/L)	0	0	-	0
Pyr (ng/L)	0	0	-	0
BaA (ng/L)	0	0	-	0
Chry (ng/L)	0	0	-	0
BaP (ng/L)	0	0	-	0
BbF (ng/L)	0	0	-	0
DahA (ng/L)	0	0	-	0
BkF (ng/L)	0	0	-	0
BPer (ng/L)	0	0	-	0
IP (ng/L)	0	0	-	0
Cor (ng/L)	0	0	-	0
BPA (ng/L)	0	0	-	0
NP1EC (ng/L)	0	0.06*	-	0
OP (ng/L)	0	0	-	0
OP1EO (ng/L)	0	0	-	0
OP2EO (ng/L)	0	0	-	0
4-NP (ng/L)	0	0.05	-	0
NP1EO (ng/L)	0	0	-	0
NP2EO (ng/L)	0	0	-	0
DMP (ng/L)	0	6.1*	0	0
DiBP (ng/L)	0	84*	0	0
DBP (ng/L)	0	12*	0	0
DEHP (ng/L)	0	1.6*	0	0.07
DNP (ng/L)	0	2.1*	0	0

Tableau 46 : Ratio of concentration increase in field blank to median dissolved concentration from sampling; * indicates the analytical significance of the concentration increase.

5.5.2. Sampling efficiency

The methodology aimed to collect mean samples for each sampling period. In order to evaluate the efficiency of sampling, the fraction of volume (considering all events within the sampling period) represented by each sample was calculated. For this calculation, runoff events were defined as beginning with the first rainfall and ending when all flows (RR, VFS drain and BFS drain) became negligible (flow less than 0.5% of the accumulated event volume over the last hour). Each sampling period included between 1-4 runoff events (usually with one dominant event).

Efficiency was 100% if the sample was collected over the full length of the event. Sampling efficiencies less than 100% occurred when (1) sampling equipment was installed when it was already raining, (2) when sampling bottles were full before the end of the event or (3) when the sample was collected before flow had completely finished.

VFS event coverage was often poor (median 34%, Tableau 46) as geometric constraints in the manhole required smaller sampling bottles (10L rather than 20L) which often overflowed. As pollutographs issued from previous studies have shown outlet concentrations of TSS and metals for biofiltration systems to be higher towards the beginning of events (B. E. Hatt et al., 2009), event mean concentrations for the VFS may tend to be slightly overestimated and the efficiency of treatment underestimated.

	Median (min, max)
% Event Volume Represented by RR Sample	96 (64, 100)
% Event Volume Represented by BFS Sample	93 (33, 100)
% Event Volume Represented by VFS Sample	34 (10, 100)

Tableau 47 : Sampled rain event characteristics

5.5.3. Uncertainty calculations

Uncertainty was evaluated for total and dissolved concentrations according to the methods established in each laboratory effectuating the analysis. The methods used by laboratories to evaluate uncertainties were variable. As such, as well as the structure of the errors (relative or absolute uncertainties in different ranges) were variable, the levels of confidence associated with the uncertainty intervals depended upon the species. The evaluation of uncertainties of more commonly analyzed parameters, such as trace and major elements, nutrients and PAHs were established using inter-laboratory comparisons according to the norms NF ISO 11352 ou NF T90-200. The uncertainties of BPA, alkylphenols and phthalates were evaluated based on a 5 repetitions of a single analysis and a lower level of confidence (80%) was used.

When particulate and dissolved concentrations were measured, total concentration uncertainty was calculated according to Equation S1, which supposes that analytical errors are independent.

$$\delta_{C_T} = \sqrt{(\delta_{C_D})^2 + (\delta_{C_{TSS}} \cdot C_P)^2 + (\delta_{C_P} \cdot C_{TSS})^2} \quad (\text{Eq. S1})$$

where δ_{C_T} , δ_{C_D} , $\delta_{C_{TSS}}$ and δ_{C_P} are the absolute uncertainties of the total concentration (ng/L), dissolved concentration (ng/L), TSS concentration (mg/L) and particulate concentration (ng/mg), respectively, C_P is the particulate concentration for the pollutant in ng/mg and C_{TSS} is the TSS concentration (mg/L).

Uncertainty was then propagated to the E_c calculation according to Equation S2, derived assuming inlet and outlet errors to be independent.

$$\delta_{E_c} = 100 \sqrt{\left(\delta_{C_{RR}} \cdot \frac{C_{outlet}}{C_{RR}^2}\right)^2 + \left(\delta_{C_{outlet}} \cdot \frac{-1}{C_{RR}}\right)^2} \quad (\text{Eq. S2})$$

where δ_{E_c} , $\delta_{C_{RR}}$, $\delta_{C_{outlet}}$ are the absolute uncertainties associated with the concentration reduction (%), RR and outlet concentrations (units of concentration, depending on the pollutant), respectively.

5.5.4. Supplementary parameter distributions

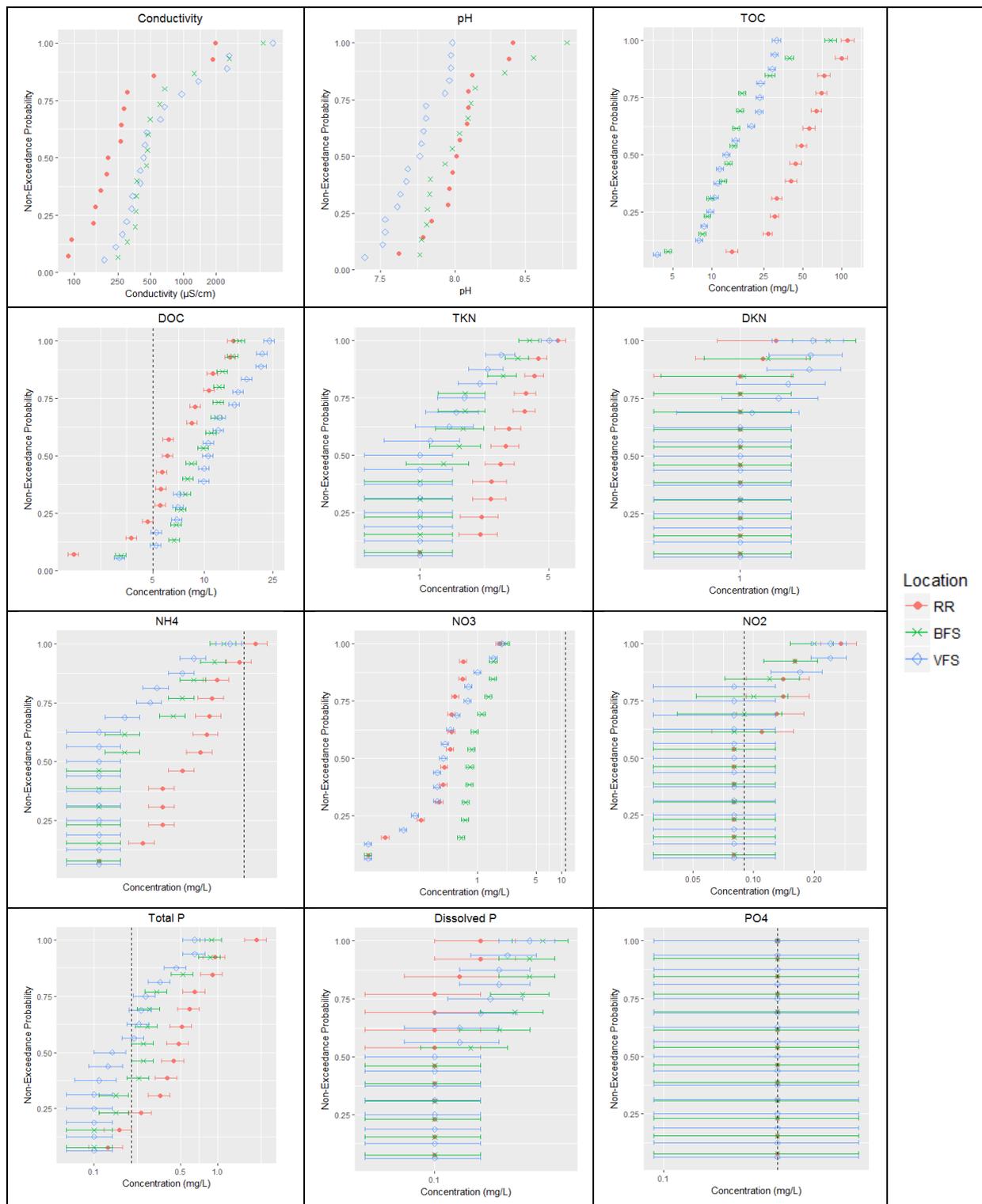


Figure 56 : Probability distributions of global parameters in road runoff (RR) and in the drains of the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

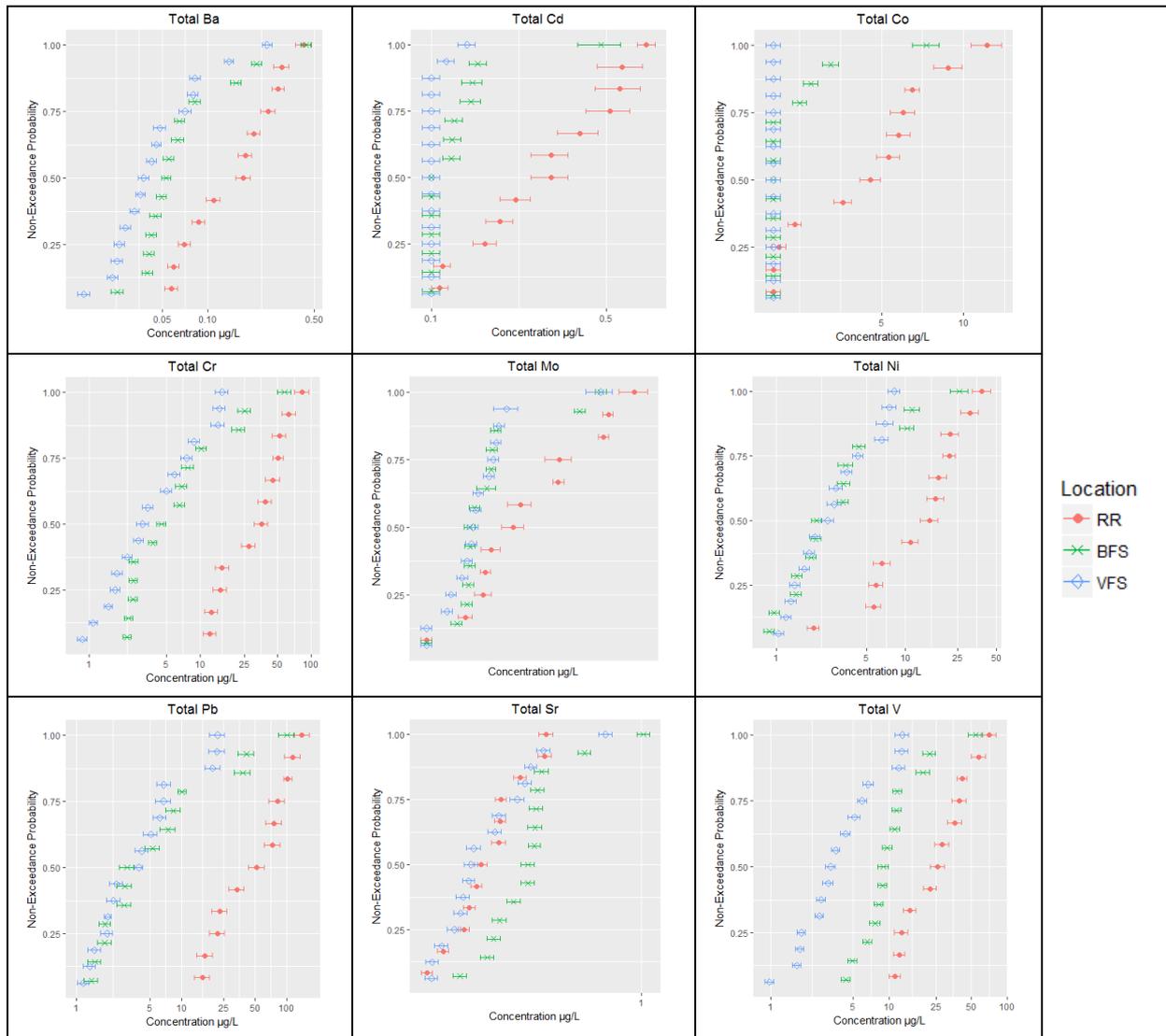


Figure 57 : Probability distributions of total trace elements in road runoff (RR) and in the drains of the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

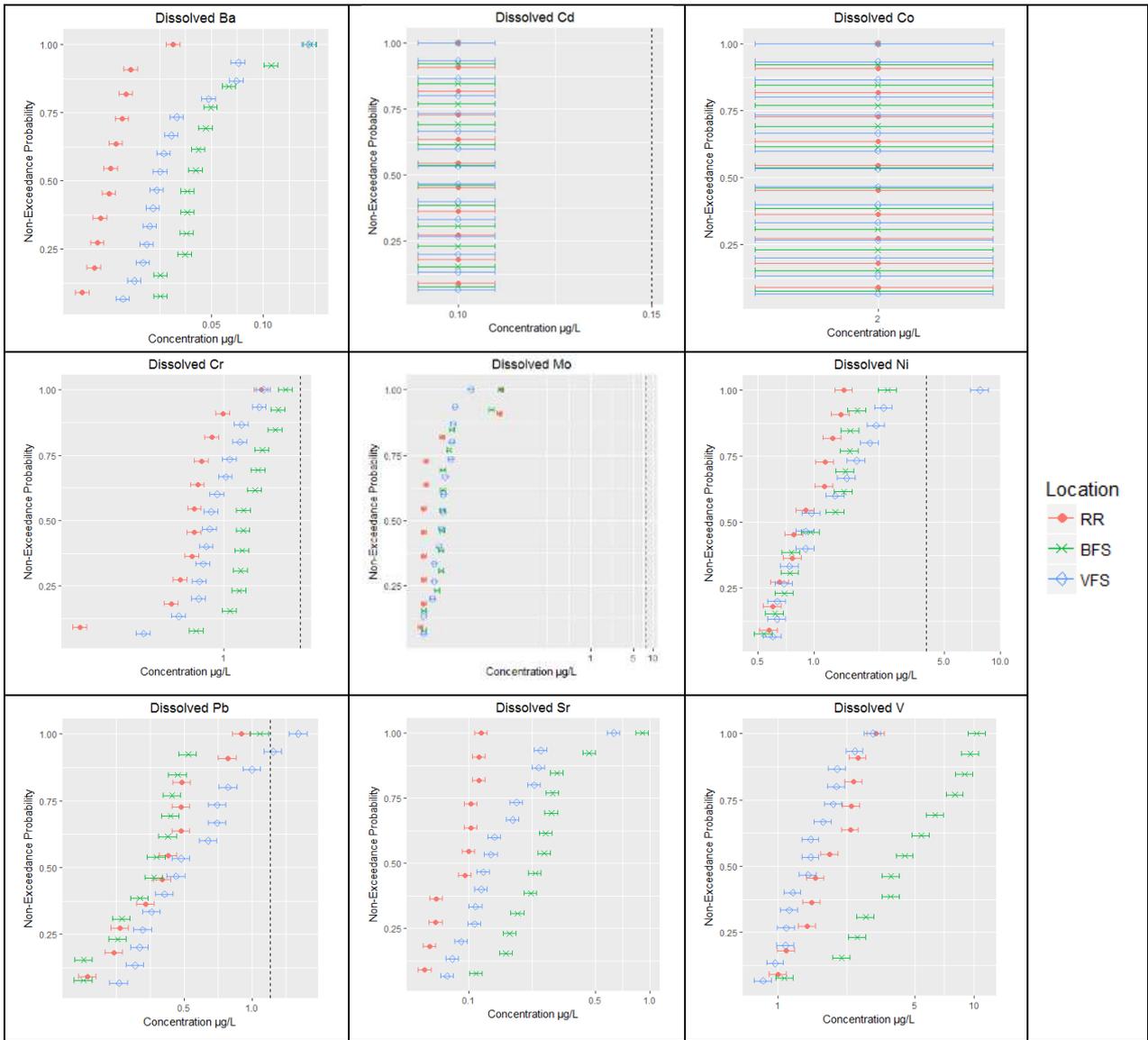


Figure 58 : Probability distributions of total trace elements in road runoff (RR) and in the drains of the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

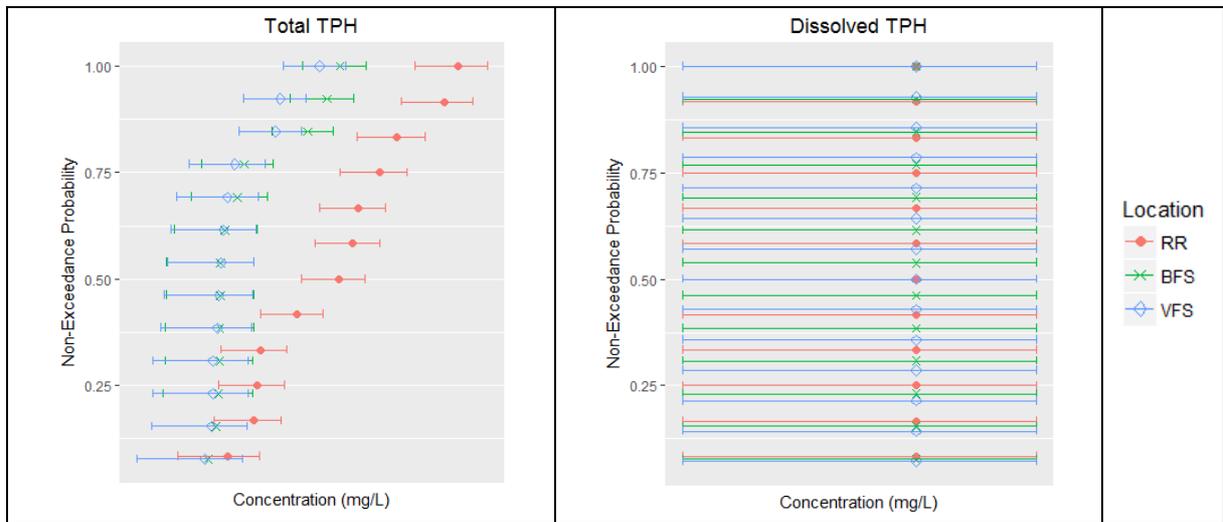


Figure 59 : Probability distributions of total and dissolved total petroleum hydrocarbons (TPH) in road runoff (RR) and in the drains of the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

◀ Rétention et devenir des micropolluants dans les ouvrages de biofiltration ▶

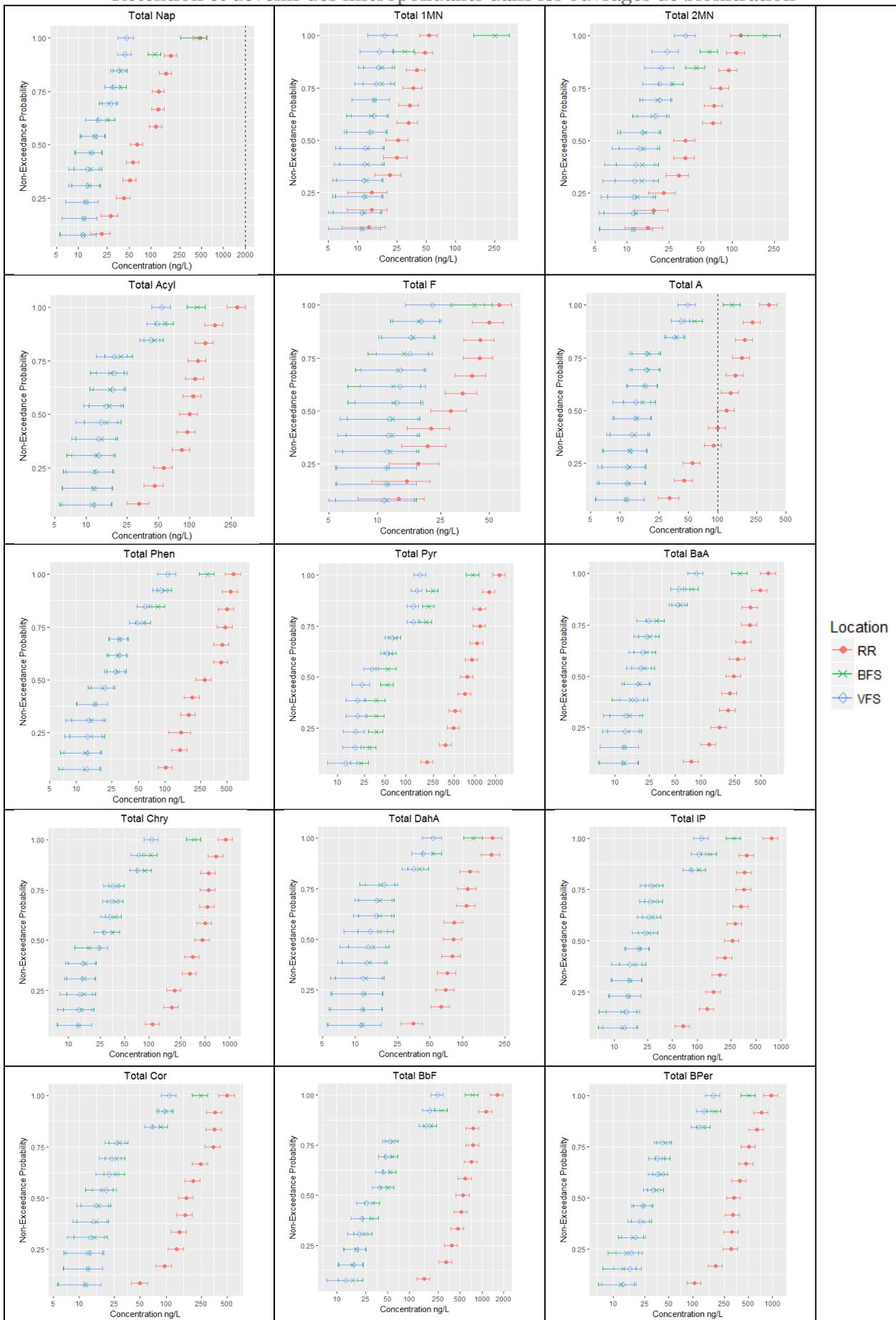


Figure 60 : Probability distributions of total polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in road runoff (RR) and in the drains of the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

◀ Rétention et devenir des micropolluants dans les ouvrages de biofiltration ▶

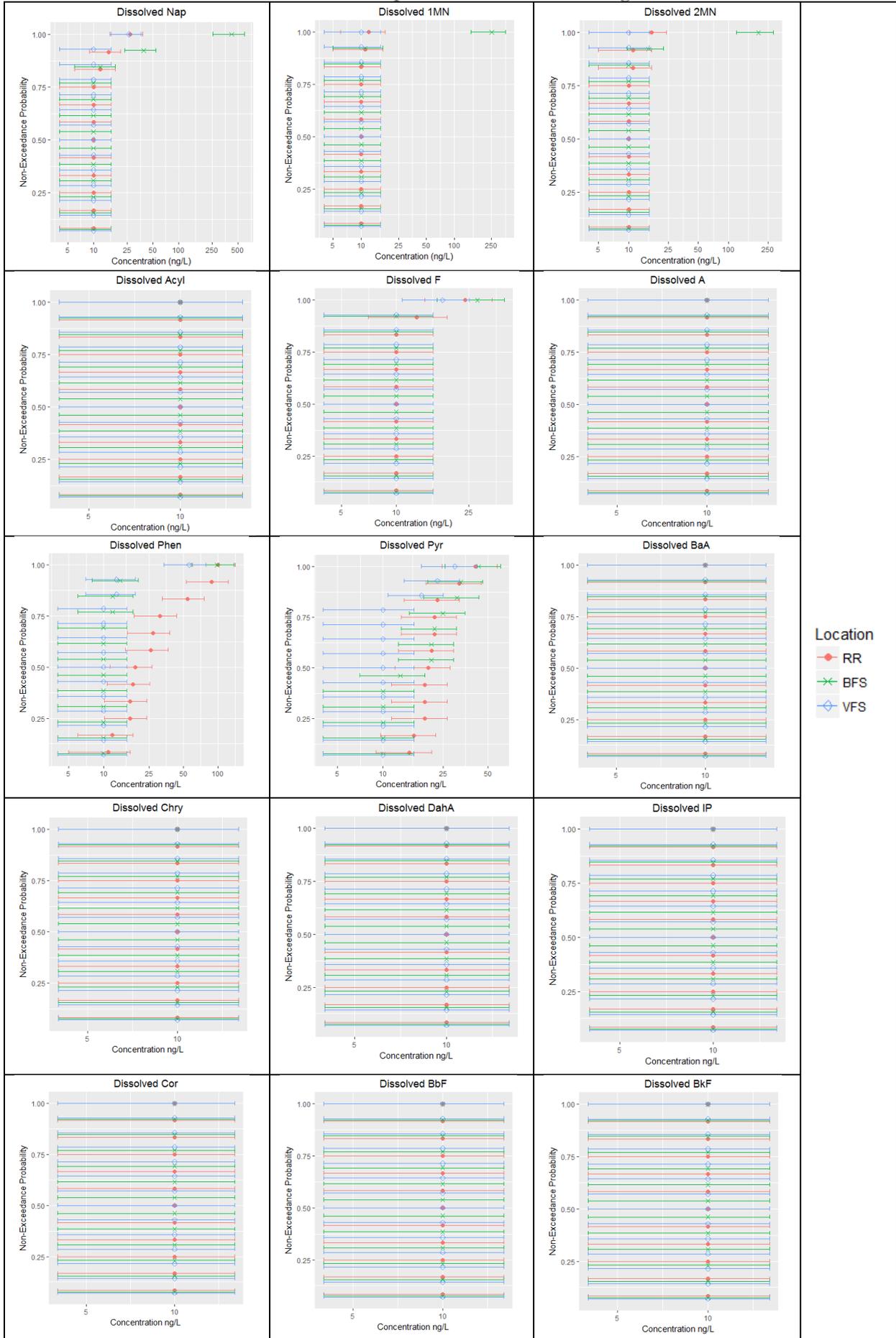


Figure 61 : Probability distributions of dissolved polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in road runoff (RR) and in the drains of the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

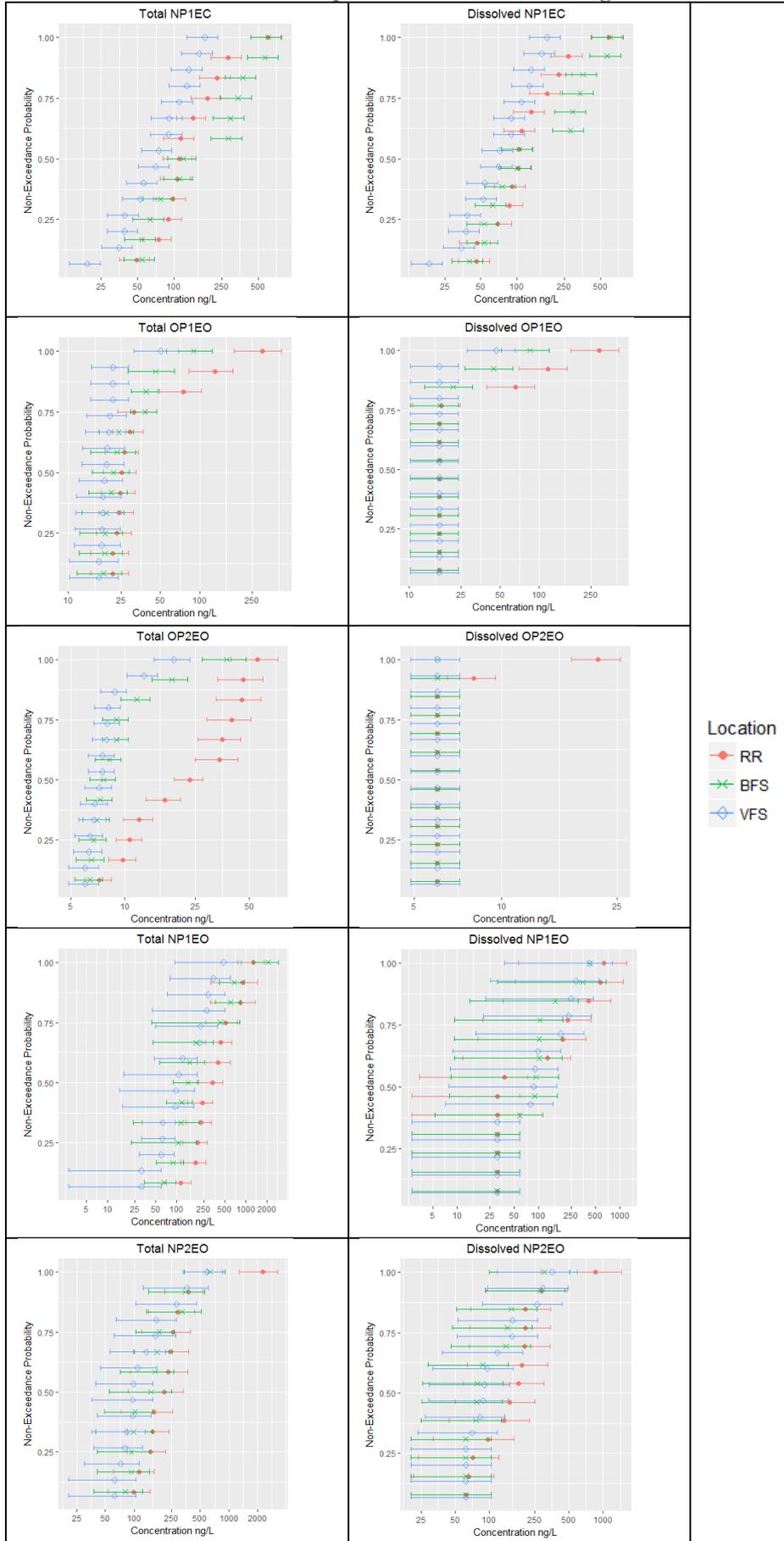


Figure 62 : Probability distributions of total and dissolved alkylphenols in road runoff (RR) and in the drains of the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

◀ Rétention et devenir des micropolluants dans les ouvrages de biofiltration ▶

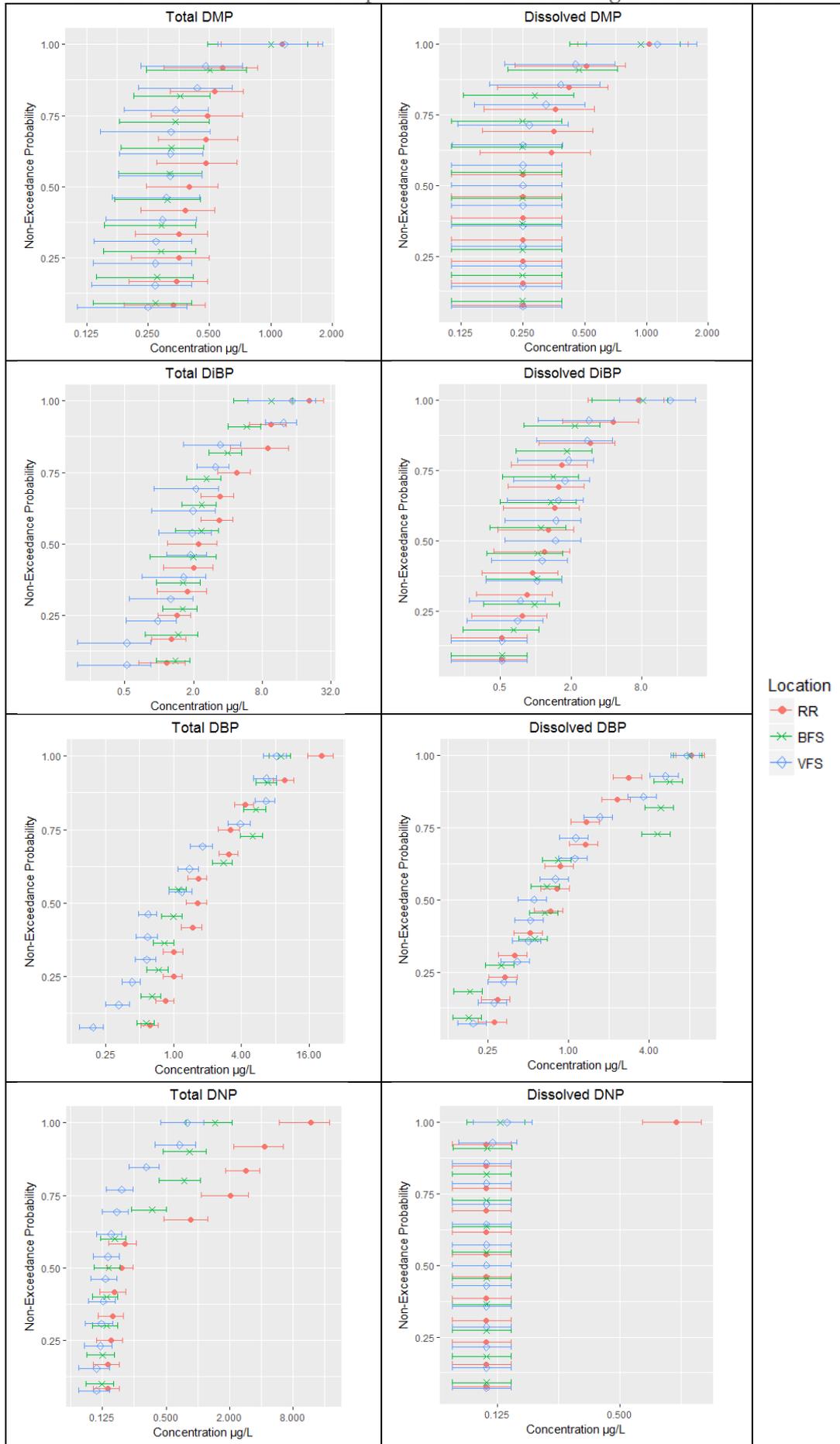


Figure 63 : Probability distributions of total and dissolved phthalates in road runoff (RR) and in the drains of the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS). Error bars represent analytical uncertainty while the dotted black line represents the EQS.

◀ Rétention et devenir des micropolluants dans les ouvrages de biofiltration ▶
5.5.5. Selected pollutant time series

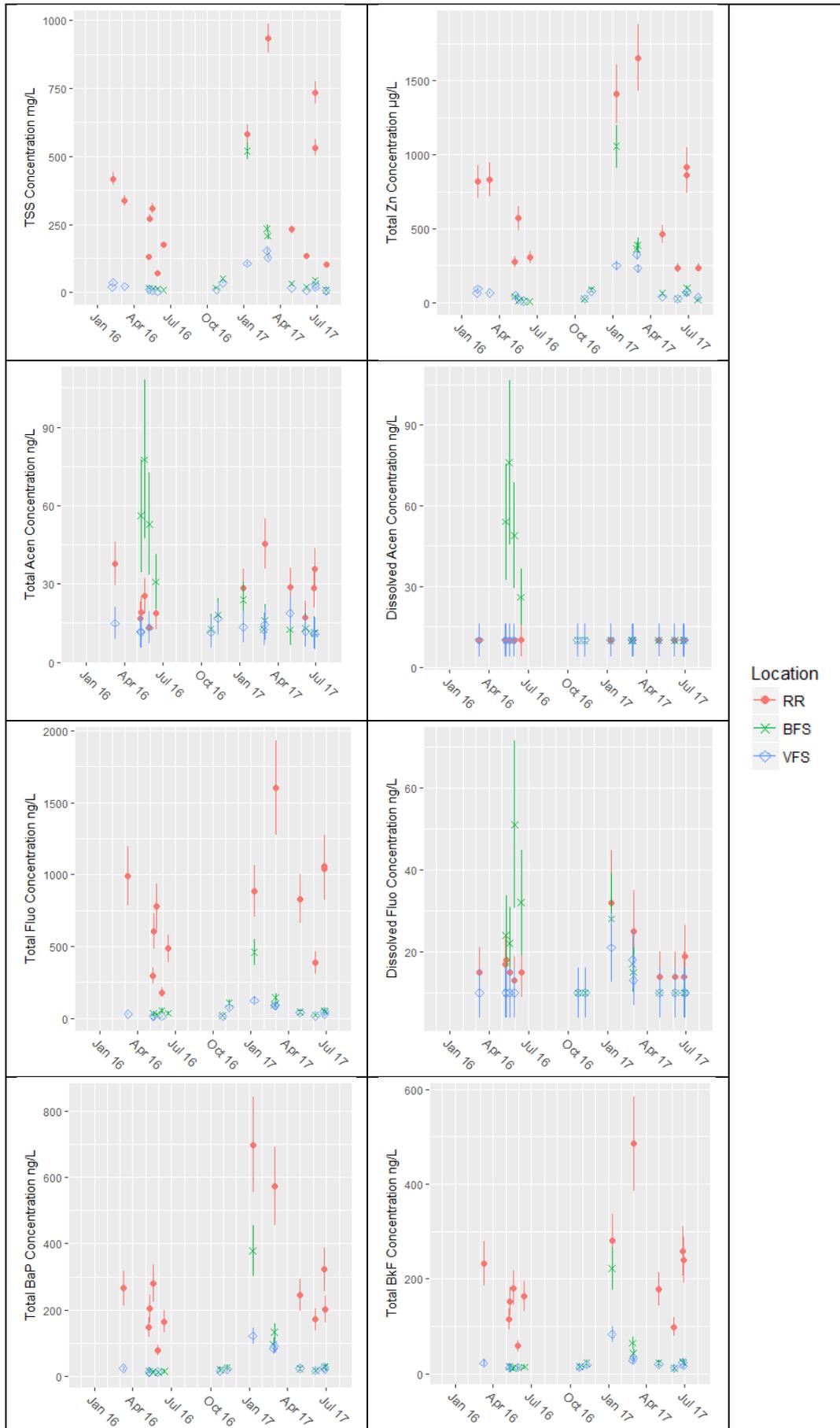


Figure 64 : Time series of pollutant concentrations in road runoff (RR), the biofiltration swale (BFS) and the vegetative filter strip (VFS)

Fin de l'article

5.6. Principales conclusions de l'article

L'efficacité épuratoire de deux ouvrages de biofiltration traitant les eaux de ruissellement de voirie a été évaluée pour un large panel de polluants conventionnels et de micropolluants en terme de concentrations totales et dissoutes. Les principaux résultats sont les suivants :

- Les abattements de concentration en MES et en polluants fortement associés à la phase particulaire étaient élevés (réduction médiane de concentration $E_{c_{50}} > 90\%$) pour la plupart des événements pluvieux, mais une période de performance dégradée a été observée pendant une période particulièrement froide en hiver lorsque du sel de déglacage a été appliqué fréquemment à la surface de la route.
- Le traitement de la phase dissoute de polluants était moins efficace, avec un abattement significatif (une différence significative entre la distribution de concentrations dans les eaux de voirie et celle des eaux traitées) observé pour une proportion relativement faible des polluants étudiés. Bien que l' $E_{c_{50}}$ approchait 80% pour certains polluants, cet indicateur était plus faible pour la majorité des espèces, étant parfois même négatif.
- L'efficacité de rétention de plusieurs polluants (des nutriments, des HAP légers, des ETM, le BPA, des alkylphénols et des phtalates) était faible, voire négative, au cours des premiers mois de fonctionnement de la noue filtrante. Il est probable que cela soit dû à des émissions de ces polluants depuis les matériaux de construction de l'ouvrage. Alors que le substrat filtrant est probablement la source des nutriments et des ETM, des matériaux synthétiques comme le géomembrane, le bitume, le drain et son tissu filtrant, sont des sources probables de micropolluants organiques. Cela doit être pris en compte dans la conception de systèmes de biofiltration destinés à traiter les micropolluants.

Ce travail de recherche a mis en évidence des questions vis-à-vis des mécanismes associés à la rétention et au transport de micropolluants dans les systèmes de biofiltration, surtout en hiver. La compréhension de ces processus, le devenir des polluants après leur rétention et l'évolution des performances des systèmes au cours de leur vieillissement, sont tous de perspectives de recherche importantes, pouvant améliorer les recommandations pour la conception et la maintenance de systèmes de biofiltration.

Chapitre 6: Identification de processus d'épuration en jeu

Le chapitre précédent a considéré la capacité des deux systèmes de biofiltration à Compans à retenir une variété de micropolluants organiques. Ce travail a mis en avant une bonne efficacité de rétention des particules et des polluants majoritairement particulaires, avec une période de fonctionnement dégradé observé en hiver, ainsi qu'une performance épuratoire généralement plus faible vis-à-vis de la phase dissoute de polluants. Ces résultats soulèvent des questions par rapport aux processus de rétention et de transfert de polluants responsables pour les performances observées. Afin de pouvoir améliorer la conception et maintenance de systèmes de biofiltration, il est important de chercher à comprendre les mécanismes responsables pour les dégradations de niveau de performance observées.

Ainsi, le chapitre présent a pour objectif d'explorer les processus affectant les micropolluants particulaires et dissous dans les ouvrages de biofiltration. D'abord, on examine les explications pour la période de fonctionnement dégradé à travers une comparaison des caractéristiques des particules dans les eaux de ruissellement et les eaux traitées pendant cette période avec celles issues de la période de fonctionnement normale. Ensuite, en s'appuyant sur des travaux en laboratoire étudiant les interactions du substrat filtrant, des sédiments et des matériaux de construction avec la phase dissoute de certains micropolluants étudiés (tests de sorption ou de lixiviation), on tente à éclaircir les processus responsables pour la faible rétention de celles-ci dans les ouvrages de biofiltration étudiées.

Ce travail est présenté sous forme d'un article.

- **Article 5:** *Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff.* K. Flanagan, P. Branchu, L. Boudahmane, E. Caupos, D. Demare, S. Deshayes, P. Dubois, L. Meffray, C. Partibane, M. Saad, M.-C.Gromaire. Soumission en cours à Science of the Total Environment.
-

Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff

Soumission en cours à Science of the Total Environment

Kelsey Flanagan^{1,*}, Philippe Branchu², Lila Boudahmane¹, Emilie Caupos¹, Dominique Demare³, Steven Deshayes¹, Philippe Dubois¹, Laurent Meffray², Chandirane Partibane¹, Mohamed Saad¹, Marie-Christine Gromaire¹

¹LEESU, UMR MA 102, École des Ponts, AgroParisTech, UPEC, UPE, Champs-sur-Marne, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2, France.

²CEREMA, 12 Rue Léon Teisserenc de Bort, 78190 Trappes, France.

³IFSTTAR, Route de la Bouaye, 44340 Bouguenais, France.

*Corresponding author

Résumé :

Les processus responsables pour le transport et la rétention de micropolluants dans des ouvrages de biofiltration traitant les eaux de voirie sont explorés à travers un travail de suivi *in situ* de concentrations dissoutes et particulaires d'un large panel de micropolluants. La rétention de la phase particulaire a généralement été très efficace. Cependant, une performance dégradée a été observée pour trois événements hivernaux. La caractérisation de particules dans les eaux de voirie et dans les eaux traitées montre que cette dégradation a été due à une filtration faible et non pas à une érosion de particules du substrat filtrant, ce qui a été attribué à l'abondance relative de petites (<10 µm) particules pendant cette période, éventuellement combinée à des écoulements préférentiels. Le traitement de polluants dissous a été généralement moins efficace. La phase dissoute des ETM semble être influencée par le carbone organique ; la lixiviation depuis les particules issues de la route peut également influencer leur transport. La rétention de la phase dissoute de micropolluants organiques a été limitée par la contamination du substrat filtrant, soit avant l'installation (ce qui était le cas des HAP), soit pendant la première période de fonctionnement de l'ouvrage, du fait des émissions depuis les matériaux de construction.

Abstract:

The processes underlying the transport and retention of micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff are explored, through the use of field data from an in situ monitoring campaign, wherein concentrations of a wide range of micropollutants were characterized in both the dissolved and particulate phases. Retention of the particulate phase of pollutants was generally quite effective. However, poor particle removal performance was observed for three winter events. Particle characterization in road runoff and outlet waters revealed that this degradation was due to poor filtration rather than particle erosion, which was attributed to the relative abundance of small (<10 µm) particles during this period, along with possible preferential flows. Dissolved pollutants were less effectively removed in general. Dissolved concentrations of trace metals were shown to be influenced by organic carbon; leaching from road-originated particles may also influence their transport. Removal of the dissolved phase of organic micropollutants was limited by the contamination of the filter media, either before installation (as was the case for PAHs) or during the first period of operation, due to emissions from construction materials.

Mots clés : Biofiltration, ruissellement de voirie, sorption, transport de particules, micropolluant, gestion à la source

Keywords : Biofiltration, road runoff, sorption, particle transport, micropollutant, low impact development

6.1. Introduction

Runoff from road surfaces is a threat to the quality of receiving water bodies (both surface or groundwater) due to its contamination by trace metals (Huber et al., 2016) and hydrocarbons (including polycyclic aromatic hydrocarbons or PAH)(Kayhanian et al., 2012; Zhang et al., 2008a), as well as a range of emerging organic micropollutants such as alkylphenols and phthalates (Björklund et al., 2009; Clara et al., 2010). As such, it is important to develop strategies for managing this pollution, adapted to both its diffused and intermittent nature.

Over recent decades, new paradigms for urban stormwater management, focused on controlling stormwater close to the source rather than rapid drainage, have gained in popularity. These approaches, known under various terms including low impact development (LID), sustainable drainage systems (SuDS) and water sensitive urban design (WSUD), often make use of vegetated areas to reduce runoff volumes by increasing infiltration and evapotranspiration (Fletcher et al., 2014).

During infiltration in these systems, water quality is generally improved. When pollution management is of particular concern, as may be the case for runoff from heavily trafficked road surfaces, a major design objective of LID devices may be water quality improvement. One such technique is that of bioretention, which consists of a vegetated depression where water is temporarily stored before filtering through an engineered soil or filter media, before being collected by an underdrain or exfiltrated to surrounding soil (Davis et al., 2009). Design guidelines for these systems include recommendations for filter media composition and layering, sizing and drain configuration, and plant choice (CIRIA, 2015; B. Hatt et al., 2009; Prince George's County Department of Environmental Resources, 2007).

Similar processes occur in the soil of other LID devices, such as vegetative filter strips and swales, which may also infiltrate large proportions of runoff (Flanagan et al., 2017). As such, it may also be desirable to design them with an objective of water quality improvement during infiltration. For the purposes of this paper, these will be referred to, along with bioretention, under the generic term biofilter.

In biofilters, the particle-associated fraction of pollutants are expected to be retained in the soil by sedimentation and filtration, while the dissolved pollutants may be removed by sorption. After retention, pollutants may be dissipated through volatilization, biodegradation, photodegradation, and accumulation in plant mass (LeFevre et al., 2014). These desirable processes may be combined with other unintended processes, including erosion of particles from the soil (C. Hsieh and Davis, 2005), exchanges between the particulate and dissolved phases (Maniquiz-Redillas and Kim, 2014), and leaching from filter media or construction materials (Chahal et al., 2016). In addition, some pollutants may be in complexed or colloidal forms (Bäckström et al., 2004; Nielsen et al., 2015a), limiting their reactivity and increasing their mobility. A better understanding of the processes occurring is essential for improving system design (Clark and Pitt, 2012) and for properly representing the systems in modeling approaches.

In previous research, column studies have been conducted in laboratory settings to characterize the retention of either particles (Li and Davis, 2008c) or dissolved (Lim et al., 2015; Sun and Davis, 2007) pollutants separately. Although these studies elucidate the behavior of either phase of pollutants under ideal conditions, they may not always be

representative of behavior in the complex environment of field systems and do not provide information as to possible interactions between the phases.

On the other hand, while a number of field studies have demonstrated the ability of biofilters to improve water quality for various pollutants (David et al., 2015; Davis, 2007; DiBlasi et al., 2009; B. E. Hatt et al., 2009; W. F. Hunt et al., 2008), very few distinguish between dissolved and particulate pollutant fractions (LeFevre et al., 2012a). As the two phases are retained by different mechanisms, without this distinction, it is difficult to establish a link between *in situ* performance and any particular processes.

The objective of the present paper is to make use of an original *in situ* dataset, wherein a large number of global parameters and micropollutants were characterized in both the dissolved and particulate phases to explore the retention and transport processes occurring in two field-scale biofilters.

6.2. Materials and Methods

6.2.1. Field study

The study site includes two stormwater biofilters: a vegetative filter strip (VFS, constructed in September 2012) and a biofiltration swale (BFS, constructed in March 2016), both of which evacuate water from the RD 212, a highway located in an industrial zone of Compans, France in the Paris region (Supplemental Information, Figure 76). At both sites, water was collected from a drain beneath the filter media (a mixture of 60% lime sand and 40% loam top soil by volume with a sandy loam texture) at depths of 15 and 50 cm for VFS and BFS, respectively. Only BFS is lined. Outlet water quality is compared to untreated road runoff (RR) collected at another section of the same road (Figure 65).

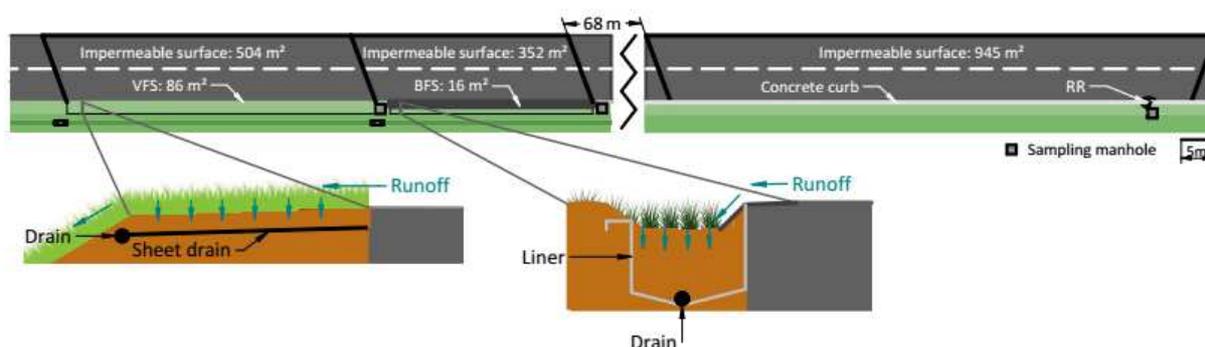


Figure 65: Compans study site

Flow proportional samples were collected using two refrigerated automatic samplers at RR and passive systems collecting a known fraction of each bucket tip at VFS and BFS. Sampling began in February 2016 for VFS and RR and in May 2016 for BFS and continued until July 2017 at all sites. Overall, 19 events were sampled during all four seasons, with 14, 15, and 18 samples collected for RR, BFS and VFS, respectively. While simultaneous sampling of all points was attempted, different starting dates and technical difficulties mean that not all data are paired. Samples were collected immediately following the end of runoff flow and sent the same day to partner laboratories, where they were immediately filtered to distinguish between dissolved and particulate phases. Sensors measuring water content continuously (EC-5 and EC-5 TE

from Decagon) were installed in the VFS (3 sensors above the sheet drain) and the BFS (15 sensors).

Samples were analyzed for a range of global parameters and micropollutants (Tableau 48, for analytical methods see Tableau 54 in Supplementary Information). Phosphorus and Kjeldahl nitrogen were analyzed in the total and dissolved phases, while OC, metals, major ions and organic micropollutants were analyzed in the particulate and dissolved phases.

Parameter	Substances and abbreviations
Suspended solids	Total suspended solids (TSS)
Organic carbon	Total organic carbon (TOC), Dissolved organic carbon (DOC)
Nutrients	Kjeldahl nitrogen (KN), Ammonium (NH ₄ ⁺), Nitrite (NO ₂ ⁻), Nitrate (NO ₃ ⁻), Phosphorus (P), Phosphate (PO ₄ ³⁻)
Trace metals	Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chromium (Cr), Copper (Cu), Nickel (Ni), Lead (Pb), Vanadium (V), Zinc (Zn)
Major elements	Aluminum (Al), Iron (Fe), Manganese (Mn), Molybdenum (Mo), Strontium (Sr), Titanium (Ti), Sodium (Na), Potassium (K), Magnesium (Mg), Calcium (Ca), Barium (Ba), Silicon (Si)
TPH	Total petroleum hydrocarbons, C ₁₀ -C ₄₀ (TPH)
PAH	1-methyl Naphthalene (1MN), 2-methyl-Naphthalene (2MN), Acenaphthene (Acen), Acenaphthylene (Acyl), Anthracene (A), Benzo[a]anthracene (BaA), Benzo[a]pyrene (BaP), Benzo[b]fluoranthene (BbF), Benzo[g,h,i]perylene (BPer), Benzo[k]fluoranthene (BkF), Chrysene (Chry), Coronene (Cor), Dibenz[a,h]anthracene (DahA), Fluoranthene (Fluo), Fluorene (F), Indeno[1,2,3-cd]pyrene (IP), Naphthalene (Nap), Phenanthrene (Phen), Pyrene (Pyr)
BPA/AP	Bisphenol-A (BPA), Para-nonylphenol (NP), Nonylphenol monoethoxylate (NP1EO), Nonylphenol diethoxylate (NP2EO), Nonylphenol monocarboxylate (NP1EC), 4-tert-octylphenol (OP), Octylphenol monoethoxylate (OP1EO), Octylphenol diethoxylate (OP2EO)
PAE	Dimethyl phthalate (DMP), Diisobutyl phthalate (DiBP), Dibutyl phthalate (DBP), Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), Dinonyl phthalate (DNP)

Tableau 48 : List of studied substances and associated abbreviations

In addition, the particle size distribution of TSS was evaluated for inlet and outlet samples for some events using laser diffraction particle size analysis (Mastersizer 3000).

A sample of BFS filter media was collected before installation; in addition, a soil sampling campaign was conducted in April 2017, after 13 months of operation. During this campaign, 25 cores were collected, divided into three depth segments: 0-5 cm, 5-15 cm and 15-50 cm, and combined into 8 composite cores from zones of similar contamination. In order to establish a range of dissolved concentrations potentially at equilibrium with soil, minimal and maximal values among the 15-50 cm segments, along with the initial sample were retained. Samples from the top two segments were not used in this calculation in order to avoid a bias due to the surface contamination from particulate pollutants.

Details of the water sampling (Flanagan et al., submitted) and soil sampling (Flanagan et al., manuscript) campaigns are available elsewhere.

6.2.2. Estimation of partition coefficients

In order to compare field observations to expected behavior, pollutant partitioning coefficients (K_D), were determined in the lab for a selection of pollutants: Zn, Cu, BPA, NP and OP by batch tests. All tests were carried out using Evian mineral water diluted 1:4 with ultrapure water, which provided a pH and EC similar to those observed in field conditions outside periods of de-icing salt application.

Batch tests were conducted at several concentrations for each pollutant (Tableau 49). For each test, 5g of unused BFS filter media was equilibrated with 1 L of water for 24h. Following this period, a certain quantity of a given pollutant was added to reach the desired initial concentration; the system was then equilibrated by mixing constantly for 24h; a kinetic study

of each pollutant confirmed that equilibrium was reached during this duration. Water was filtered and analyzed for dissolved concentrations; the change in concentration was assumed to be sorbed to the media. The partition coefficient, K_D , was evaluated using only the points in the linear range of the isotherm. NaN_3 was included in the BPA, NP and OP batch solutions to inhibit biodegradation.

Cu (mg/L)		Zn (mg/L)		BPA (mg/L)		OP (mg/L)		NP (mg/L)	
<i>Initial</i>	<i>Equil.</i>								
0.05	0.0035	0.1	0.003	0.2	0.11	1	0.16	1	0.07
0.1	0.0049	0.2	0.006	0.4	0.26	2	0.35	2	0.11
0.3	0.0097	0.6	0.029	0.8	0.53	3	0.59	3	0.11
0.6	0.015	1.2	0.101	1.5	1.01	5	2.56	4	0.14
1	0.022	2	0.146	3	2.31	10	5.60	5	0.26
1.5	0.035	3	0.440	5	3.57	20	16.47	10	0.60
3	0.056	6	1.087	10	7.82	40	38.01	-	-
-	-	-	-	20	16.47	-	-	-	-
-	-	-	-	40	38.01	-	-	-	-

Tableau 49 : Initial and equilibrium concentrations used in batch sorption experiments. Concentrations in bold were in the linear range of the isotherm and thus used in the K_D calculation.

Concentrations of Zn and Cu were chosen in order for concentrations at the end of the experiment to fall within the range of dissolved concentrations observed in situ.

To minimize analysis cost, the method of analysis of BPA, OP and NP was different than the field method: samples were analyzed using high performance liquid chromatography with an ultraviolet detector (HPLC-UV) without a preliminary extraction. The limits of quantifications of this method were relatively high (55, 170 and 130 $\mu\text{g/L}$ for BPA, OP and NP, respectively) compared to observed dissolved concentrations in the field. As such, the objective was to find concentrations exceeding the LOQ that remained in the linear range of the isotherm. As at least 3-4 points for each pollutant were in the linear range, the range was considered acceptable for estimating a K_D value. The resulting soil-water partition coefficients are provided in Tableau 50.

Cu	Zn	BPA	OP	NP
10250 L/kg	2500 L/kg	5 L/kg	43 L/kg	230 L/kg

Tableau 50 : Partition coefficients (K_D) measured in laboratory experiments

In addition, for a selection of organic pollutants from each pollutant family which were frequently quantified in both the dissolved and particulate phases (DEHP, DBP, NP, OP, BPA, Pyr, Fluo and Phen), organic carbon-water partition coefficients (K_{OC}) were collected from the scientific literature and used to estimate K_D from the filter media's organic carbon (f_{oc}) content according to Eq. 1.

$$K_D = K_{OC} f_{oc} \quad \text{Eq. 1}$$

Between 12-91 K_{OC} values were obtained in the literature for each pollutant (see Tableau 55 in Supplementary Information for full list of values and sources); the 20th and 80th percentile values for each pollutant were used to establish a K_{OC} range. The laboratory-measured K_D values for BPA, OP and NP all fell within the range predicted from K_{OC} the f_{oc} of the initial filter media.

6.2.3. Characterization of trace metal leaching from sediment and polluted soil

In order to consider the potential for remobilization of trace metals, batch tests were also conducted using road sediments and polluted soil. Sediment was collected from the road surface, while polluted soil was collected at the surface of the VFS at a distance of 30cm from the road. Samples were collected in January 2016, dried, sieved, and homogenized before each experiment.

As with sorption batch tests, all tests were carried out using Evian mineral water diluted 1:4 with ultrapure water. 5g of sediment or soil was equilibrated with 1L of water for 24h. Initial concentrations of the soil and sediment were measured as were concentrations in filtered water after equilibration; the change in water concentration was assumed to be due to desorption from soil or sediment. Initial soil concentrations, dissolved concentrations at equilibrium and resulting partition coefficients are presented in Tableau 51.

	Sediment		Soil	
	Cu	Zn	Cu	Zn
$S_{initial}$ (mg/kg)	302	766	235	806
$C_{D,eq}$ (mg/L)	0.0124	0.0134	0.0071	0.0102
K_D (L/kg)	24190	56940	32958	78823

Tableau 51 : Conditions and results of trace metal desorption tests. $S_{initial}$ is the initial solid concentration, $C_{D,eq}$ is the dissolved concentration at equilibrium and K_D is the partition coefficient.

6.2.4. Characterization of pollutant leaching from construction materials

Leaching of organic micropollutants from construction materials of the BFS (asphalt, drain, drain filter fabric and geomembrane) was also evaluated using batch tests. These tests were also carried out using Evian mineral water diluted 1:4 with ultrapure water.

The drain, drain filter fabric and geomembrane samples employed for leaching tests had not been installed on site prior to the tests. However, the asphalt was collected on site a year after its installation. Materials were placed in contact with water and agitated constantly for 24h before being filtered and analyzed for BPA, alkylphenols and phthalates; PAHs were also analyzed for the asphalt and geomembrane tests. Concentrations were compared to a reference sample batch into which no material was introduced. All analyses were conducted in the dissolved phase only according to the same procedures as field samples, except that double the volume was extracted for PAH analysis to lower the limits of quantification.

L/S ratios for leaching tests of the geomembrane, drain and drain fabric were selected to correspond to a low ratio that could be observed in situ, as would be observed for a small (~2 mm) rain event. As the catchment drained by the BFS (including its own surface and side-slopes) is about 12m wide, rain from a surface of about 12 m² is expected to be drained by each linear meter of the BFS. Assuming a runoff coefficient of about 0.8, about 20L of runoff is expected to reach the BFS per linear meter. Therefore, 1L of water would be in contact with about 5 cm of each material.

Therefore, 5 cm of the agricultural drain and fabric were put in contact with 1L of water. It was assumed that mainly the 50 cm width of geomembrane at the bottom of the BFS would be in

contact with water; 500 cm² of geomembrane was thus put in contact with 2L of water. Both the agricultural drain and then geomembrane were cut into pieces (each approximately 2-3 cm²) to ensure their contact with water.

As the asphalt was collected on site a year after its installation, it was broken into pea-sized pieces before being put in contact with water to ensure that virgin surfaces were exposed. With this modified surface area, no clear relationship existed between a quantity of asphalt and water. The choice was made to put 200g of asphalt in contact with 2L of water.

6.2.5. Computational methods

Particle concentration graphs were created considering only pollutants quantified in the majority of both soil and water samples.

A range of dissolved concentrations expected in equilibrium with the soil were calculated from the range of K_D values estimated by both methods and the range of observed soil concentrations. K_{OC} values from the scientific literature were also compared to partitioning between TSS organic carbon and water in runoff and drained water samples (see Supplementary Data, section 6.5.3 for more details).

Correlations between parameters were evaluated using the non-parametric Spearman Rank Correlation Test. The significance of differences in inlet and outlet partition coefficients was evaluated using the Wilcoxon Signed-Rank Test, a non-parametric, paired test.

6.3. Results and discussion

6.3.1. Processes affecting particles and particulate pollutants

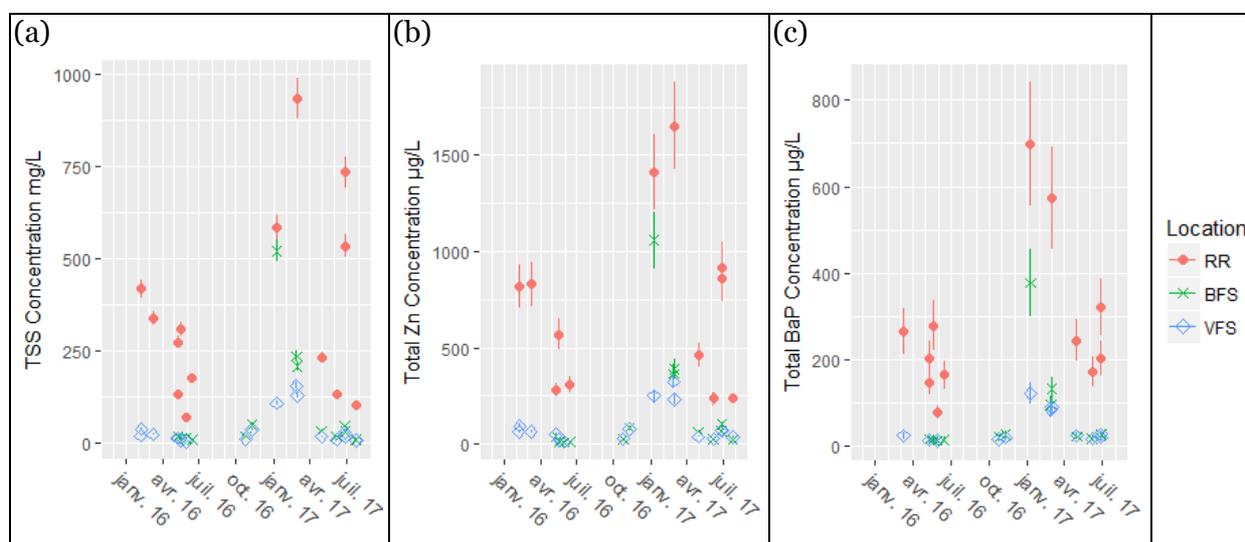


Figure 66 : Time series of observed concentrations of (a) total suspended solids (TSS), (b) total Zn, (c) total benzo(a)pyrene (BaP) in road runoff (RR), the drain of the biofiltration swale (BFS) and the drain of the vegetative filter strip (VFS). Error bars represent analytical errors.

Pollutant removal performance of both biofilters has been evaluated across all sampled events for both total and dissolved concentrations of all parameters (Flanagan et al., submitted). This work demonstrated high removal (>90%) of TSS and highly particulate pollutants, such as trace metals and PAHs, in both systems (with slightly better performance for the VFS than the BFS) for most of the period, with, however, degraded performance for three events between

January 9-March 1, 2017 (Figure 66). These degraded performances were observed for both systems, though BFS concentrations were much higher than those in VFS.

This period was notably cold (13, 19 and 5 days with freezing minimal temperatures in December, January and February), and deicing salt was frequently applied to the road surface. It was also rather dry, with only 24, 29 and 34 mm accumulated in December, January and February compared to 50, 52 and 47 mm on average (Météo-Paris, 2016), all of it in the form of rainfall rather than snow.

Deicing salt has previously been associated with high outlet particle concentrations in field (Winston et al., 2016) and column (McManus and Davis, 2017b) studies of LID devices. In these cases, it has generally been attributed to the dispersion and erosion of clay particles from the soil or filter media.

6.3.1.1. Composition of particles

TSS is a mixture of particles of different origins and characteristics. Changes in the relative proportions of particles from different sources may be observed as evolutions in its elemental composition. If the erosion of clay particles from the filter media is responsible for the high TSS concentrations during the period of poor performance, the elemental composition of the TSS during this period would be expected to approach the quality of this part of the soil as compared to the normal period. To evaluate this hypothesis, the major and trace element concentrations of outlet TSS were compared to those in RR and the filter media. In order to account for the fact that the large sand particles, composed mainly 95.7% CaCO_3 are unlikely to be eroded, all concentrations were normalized to aluminum, assumed to be a major mineral component of the smaller soil particles, before this comparison (Figure 67).

During the period of normal performance, the BFS Al-normalized particle concentrations can be seen to fall between those in RR and those in the filter media for most elements (Figure 67a), indicating that outlet TSS is a combination of road-originated particles and fine particles eroded from the soil. Two exceptions to this are Ca and Sr, for which concentrations decrease despite higher Al-normalized concentrations in soil than in RR. As previously mentioned, the larger particles in the filter are mainly composed of CaCO_3 ; this lime sand comes from the Boulonnais quarry in northern France, where Sr has been shown to be the most abundant trace element, present at concentrations between 0.10-0.64 mg/g (Debrabant, 1970). Therefore, this observation does not contradict the hypothesis that outlet particles are a mixture of road runoff and soil particles, but indicates that these two species are more present in the less mobile sand particles than in the finer fraction of soil.

In the VFS during normal performance, trace element concentrations are closer to those in RR, while not all major elements ratios fall between those of RR and soil, indicating that soil particles make up a smaller proportion of outlet TSS (Figure 67c). Increases in some trace element concentrations at the outlet may be due to size differentiation in filtration; indeed, trace elements are usually considered to be preferentially associated with smaller particles (Kayhanian et al., 2012), which may be less efficiently retained in the filter. Lower soil particle erosion from the older VFS system compared to the BFS for which the filter media has not yet stabilized, may also explain the slightly lower TSS concentrations at the VFS outlet.

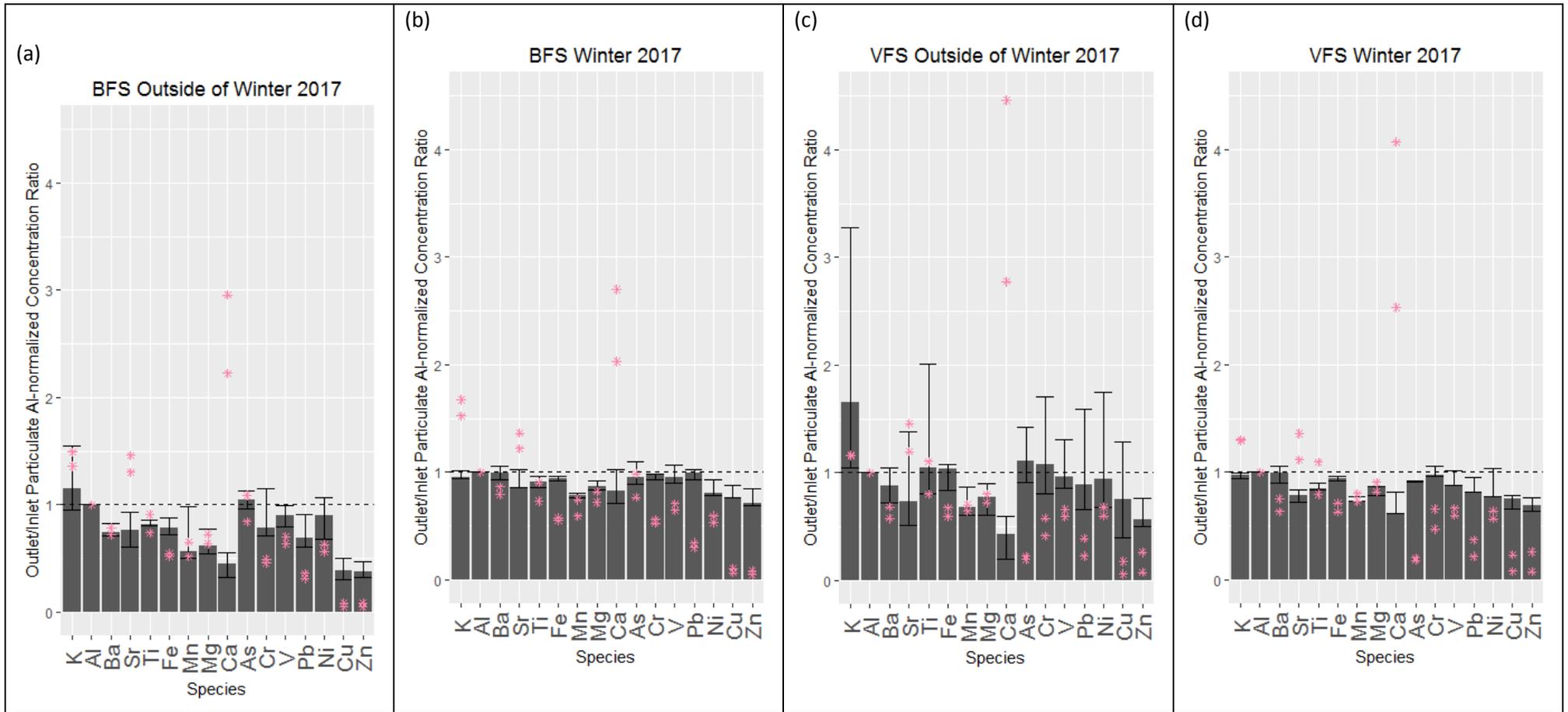


Figure 67 : Ratios of outlet aluminum-normalized particle concentrations to those in road runoff (RR) for (a) the biofiltration swale (BFS) during normal performance, (b) the BFS during degraded performance in winter 2017, (c) the vegetative filter strip (VFS) during normal performance, and (d) the VFS during degraded performance during winter 2017. Bars represent the median ratio for each period, while error bars represent the Q20 and Q80 ratios during normal performance and the minimal and maximal values during degraded performance; the dotted line represents equivalency with RR values. Pink stars represent the Q20 and Q80 ratios of aluminum-normalized soil concentrations in each device to the median RR aluminum-normalized particle concentrations for each point and period.

During the winter period, the quality of outlet particles in both systems appears to approach that of RR (Figure 67 b and d). This indicates that road-originated particles make up a higher proportion of outlet particles during this period and that poor filtration, rather than the erosion of clay particles is responsible for the high TSS contents at the outlet during this period. Non-normalized particle concentrations of all pollutant families can also be seen to approach those in RR during this period, further supporting the hypothesis of poor filtration (Figure 77, Supplementary Information).

6.3.1.2. Preferential flows

A possible explanation of poor filtration during this period is filter media cracking, leading to the formation of preferential flows. Indeed, cracks were visible at the surface of the BFS during this period (Figure 68). The existence of exceptional preferential flows may be evaluated by comparing the response times of each biofilter (defined as the time between the beginning of rainfall and the beginning of flow in each drain) with those of normal-performance events, accounting for initial water content in the filter media (Tableau 57 in Supplementary Data). Response times in the BFS for this winter period (11-115 minutes) were slightly shorter than those for other events with similar initial water contents (31-280 minutes), possibly indicating that some preferential flows may have occurred, especially during the January event corresponding to the 11-minute response time. As the soil was quite moist during this period, media cracking does not appear to be due to shrinking of dry soil; it could instead be due to expansion of water as it freezes. On the other hand, response times in the VFS were particularly long (95-708 minutes) compared to events with similar initial water contents (41-96 minutes), which does not support the hypothesis of preferential flows.

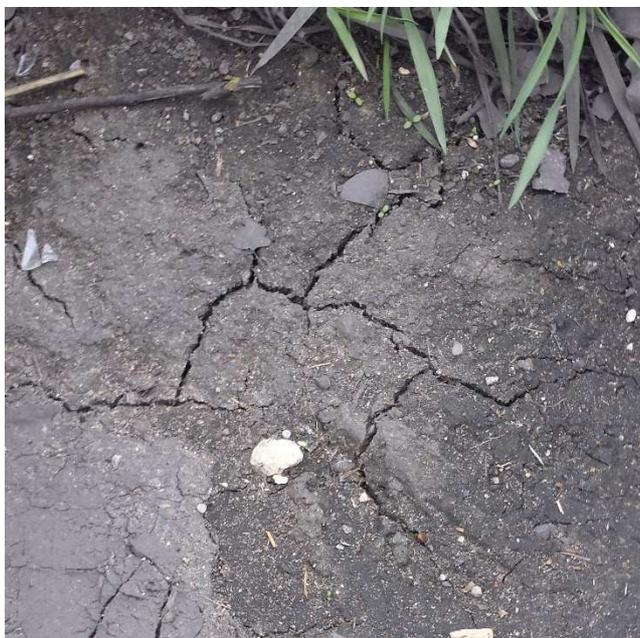


Figure 68 : Cracks in the BFS filter media during the first period of operation

Preferential flows were more evident in both systems for the event of June 27, 2017, summer event following a long dry period when the filter media appears to be cracked in both systems, leading to a very short response time and a short residence time. Although particle concentrations for this event were slightly elevated compared to other summer events, performance was not degraded to the same extent as during the winter period. Therefore,

although preferential flows may contribute to poor filtration in the BFS in winter 2017, they do not appear to be the full explanation.

6.3.1.3. Particle-size distributions

Another element which may affect filtration efficiency is the RR particle size distribution (PSD). The PSD was evaluated for 5 events in RR, including two samples from the winter period and 3 samples from later in spring 2017, a period of normal performance (Figure 69). During the winter period, the volumetric proportion of colloids (particles < 10µm) among RR TSS is high (49-70%) compared to the other periods (7-16%).

Particle size distributions were also available for two winter events and one spring event at outlets. The vast majority of TSS exiting the systems was associated with smaller particle sizes (Figure 78, Supplementary Information). The event of January 2017, in the BFS, shows lower removal efficiencies than the two spring events for all types of particle (47% compared 87 and 94% in the case of particles > 10 µm), but especially for colloidal particles that are not removed at all (-5%, compared to 61 and 72% for spring events) This supports the hypothesis of preferential flows for this event.

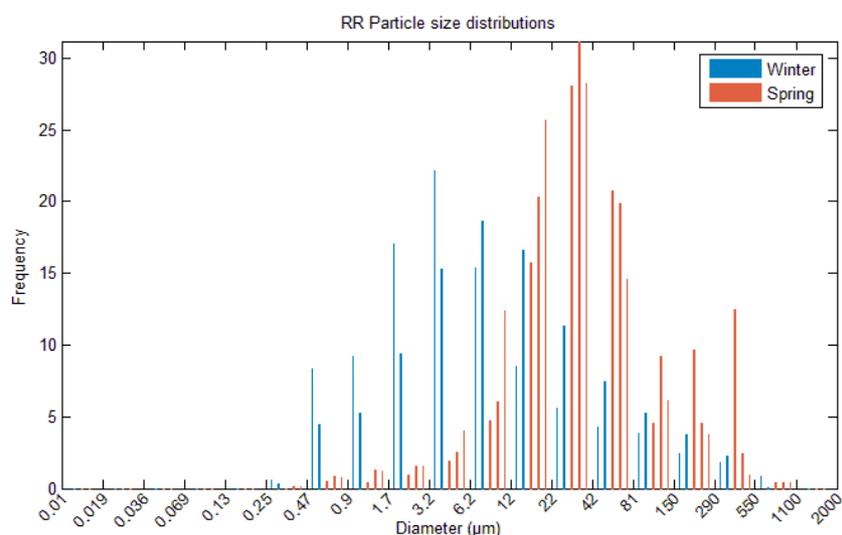


Figure 69 : Total suspended solid particle size distribution by volume in road runoff.

The smaller particle sizes of RR TSS during this period appear to be a major factor leading to poor filtration during the winter period. Colloidal particles are smaller than the pores in which most gravitational water flow occurs and are classically thought to be retained mainly by attachment rather than exclusion or straining processes (Yao et al., 1971). The difference in the filtration processes occurring may explain the differences in efficiency.

Although smaller TSS particle sizes in winter months have been reported previously for road runoff (Hilliges et al., 2017; Monrabal-Martinez et al., 2016), the mechanisms by which they occur are unclear. One hypothesis is that the particles formed during freezing conditions are different from those at other times of the year. For example, studded winter tires have been linked to the production of up to 100 times more <10µm particles than summer tires (Sjödin et al., 2010). However, such tires are not commonly used in the Paris region where freezing temperatures are rare. In addition, as the chemical composition of road runoff particles does not significantly differ between the two periods (Figure 79), the balance between different

particle sources appears to be relatively constant. Another hypothesis is that the same types of particles are formed but their agglomeration is modified by the application of NaCl salt.

6.3.1.4. *Effects of deicing salt*

Deicing salt may affect particle transport in a biofiltration system by interacting with colloids in RR or in the soil. According to the diffuse double-layer theory, cations form a layer around negatively charged colloidal particles; this double-layer creates a repulsive force between particles; as this layer becomes more compressed, this repulsive force decreases. Up to a concentration referred to as the flocculation value or critical coagulation concentration (CCC), adding an electrolyte will disperse colloids; beyond this point, it will lead to their flocculation as higher concentrations in solution compress the double-layer (Shainberg and Letey, 1984). CCC, which is expressed as ionic charge, increases with the proportion of sodium among the ions in solution, represented in agricultural literature as the SAR or sodium adsorption ratio ($\frac{Na^+}{\sqrt{Ca^{2+}+Mg^{2+}}}$) (Goldberg, 1991; Shainberg and Letey, 1984). Therefore, although the addition of deicing salt increases ionic charge in RR, if it modifies the SAR sufficiently so that the CCC exceeds this ionic charge, it could disperse colloids. Therefore, this process could disperse TSS colloids in RR water or clay particles in the filter media; this latter process could lead to media clogging or particle erosion (Shainberg and Letey, 1984).

Following the example of Norrström and Bergstedt (2001), we consider the risk of colloid dispersion by comparing observed SAR (calculated assuming dissolved concentrations of Na, Ca and Mg to be in the ionic state) and electrical conductivity (EC), an easily measured surrogate for ionic charge, with guideline values used for assessing the risk of clay dispersion in agricultural soil from irrigation water (Tableau 52).

This comparison reveals that RR poses some risk of colloid dispersion throughout the entire study period. The January-March period does not appear to be a period of particularly high colloid dispersion risk; instead, the highest risk occurring in spring months, when EC is especially low. Therefore, this criteria does not support the hypothesis that TSS colloids are dispersed in RR only during this period.

The water collected in the VFS and BFS drains also typically presents a slight to moderate risk of colloid dispersion. Again, the January-March period is not associated with a particularly high risk; in fact, in both systems, despite high SAR values, no colloid dispersion problems are predicted for the January event due to very high EC values. This supports the hypothesis that high outlet particle concentrations during this period are not due to erosion of particles from the soil but rather due to poor filtration.

	RR			VFS			BFS		
	SAR	EC (dS/m)	Colloid dispersion risk ¹	SAR	EC (dS/m)	Colloid dispersion risk ¹	SAR	EC (dS/m)	Colloid dispersion risk ¹
February 7, 2016	-	-	-	7.9	0.96	Slight to moderate	-	-	-
February 8-9, 2016	2.9	0.29	Slight to moderate	5.6	0.67	Slight to moderate	-	-	-
March 9, 2016	18.5	1.84	Slight to moderate	11.8	2.62	No problem	-	-	-
May 9, 2016	1.3	0.20	Slight to moderate	-	-	-	-	-	-
May 10, 2016	-	-	-	1.6	0.46	Slight to moderate	1.1	0.47	Slight to moderate
May 18, 2016	0.9	0.15	Severe	1.2	0.34	Slight to moderate	0.8	0.37	Slight to moderate
May 30, 2016	-	-	-	0.3	0.24	Slight to moderate	0.4	0.25	Slight to moderate
June 14, 2016	1.0	0.16	Severe	-	-	-	0.6	0.37	-
October 24, 2016	-	-	-	0.5	0.30	Slight to moderate	0.4	0.37	Slight to moderate
November 9, 2016	-	-	-	0.5	0.33	Slight to moderate	0.4	0.36	Slight to moderate
January 9, 2017	22.5	1.95	Slight to moderate	30.1	6.59	No problem	16.7	5.37	No problem
February 27, 2017	-	-	-	16.8	2.50	Slight to moderate	10.5	2.63	Slight to moderate
March 1, 2017	5.3	0.53	Slight to moderate	12.9	1.37	Slight to moderate	7.7	1.25	Slight to moderate
April 30, 2017	2.3	0.30	Slight to moderate	3.8	0.61	Slight to moderate	3.8	0.67	Slight to moderate
June 6, 2017	2.3	0.20	Slight to moderate	2.2	0.40	Slight to moderate	2.5	0.50	Slight to moderate
June 27, 2017	0.5	0.09	Severe	1.1	0.19	Severe	1.9	0.30	Slight to moderate
June 28, 2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-
July 24, 2017	-	-	-	-	-	-	-	-	-
July 25, 2017	1.7	0.27	Slight to moderate	0.8	0.44	Slight to moderate	1.6	0.61	Slight to moderate

Tableau 52 : Risk of colloid dispersion in road runoff (RR), water drained from the vegetative filter strip (VFS) and water drained from the biofiltration swale (BFS) according to guidelines for irrigation water quality (Shainberg and Letey, 1984). Events from the period of degraded filtration are listed in bold.

Generally, the dispersion of clays in soil is not expected during the arrival of high-sodium water due to high associated EC, but rather when non-saline water arrives in a soil system where Na has become the dominant base cation, leading to conditions with a high SAR and a low EC (Shainberg and Letey, 1984). In the present study, clay dispersion in the filter media does not appear to be a major problem for events during the period after the application of salt. SAR in outlet water decreases gradually along with EC; a severe risk of colloid dispersion was only observed for single a event with particularly low EC in June, when SAR levels were low. The apparent resilience of this filter media to deicing salt may be due to the fact that it contains large amounts of CaCO_3 , which tends to dissolve slightly during the filtration of runoff (dissolved Ca concentrations were systematically higher than those in RR in both systems), lowering the SAR and raising the EC of the water, thereby decreasing the risk of soil colloid dispersion. This being said, however, only a few events were sampled during each period; as such it is impossible to conclude that this behavior never occurs. In addition, the systems studied are relatively new (<5 years); more problems may occur as it ages.

It should also be noted that the criteria used to associate SAR and EC with a risk of colloid dispersion were established for soils in arid regions (Shainberg and Letey, 1984). As CCC also depends upon particle type, they may not be entirely applicable to the present system, particularly in the case of TSS particles in road runoff, which may be quite different from soil particles. Although it is beyond the scope of the present study, a specific characterization of CCC for road runoff particles at different SAR and different pH values would be useful to better understanding the possible effects of deicing salt on TSS agglomeration.

6.3.2. Processes affecting dissolved pollutants

The removal of dissolved pollutants was typically more limited than that observed for particulate pollutants (Flanagan et al., submitted). For metals, the performance of the newer BFS system tended to be better (Figure 70a and Figure 80a, Supplementary Information) than for the VFS. For several organic micropollutants, including DBP, DEHP, Pyr and Fluo (Figure 70b, Figure 80b, Figure 80d and Figure 80e respectively), the first phase of operation of the BFS was a critical period, during which outlet dissolved concentrations increased compared to RR, indicating leaching from the system. Even after this period, VFS performed better than the BFS for all of these pollutants, as well as BPA and OP (Figure 70c and Figure 80d).

The following discussion attempts to elucidate the processes controlling behavior of dissolved pollutants in the biofilters, focusing on a limited number of pollutants from each family which were frequently quantified in both the dissolved and particulate phases and for which partitioning data was available, either from batch tests using the initial BFS soil or in the form of K_{oc} values from the scientific literature: Zn, Cu, DEHP, DBP, NP, OP, BPA, Pyr, Fluo and Phen. The discussion will mainly focus on the performance of the BFS, for which filter media sorption and leaching from construction materials were characterized using batch tests.

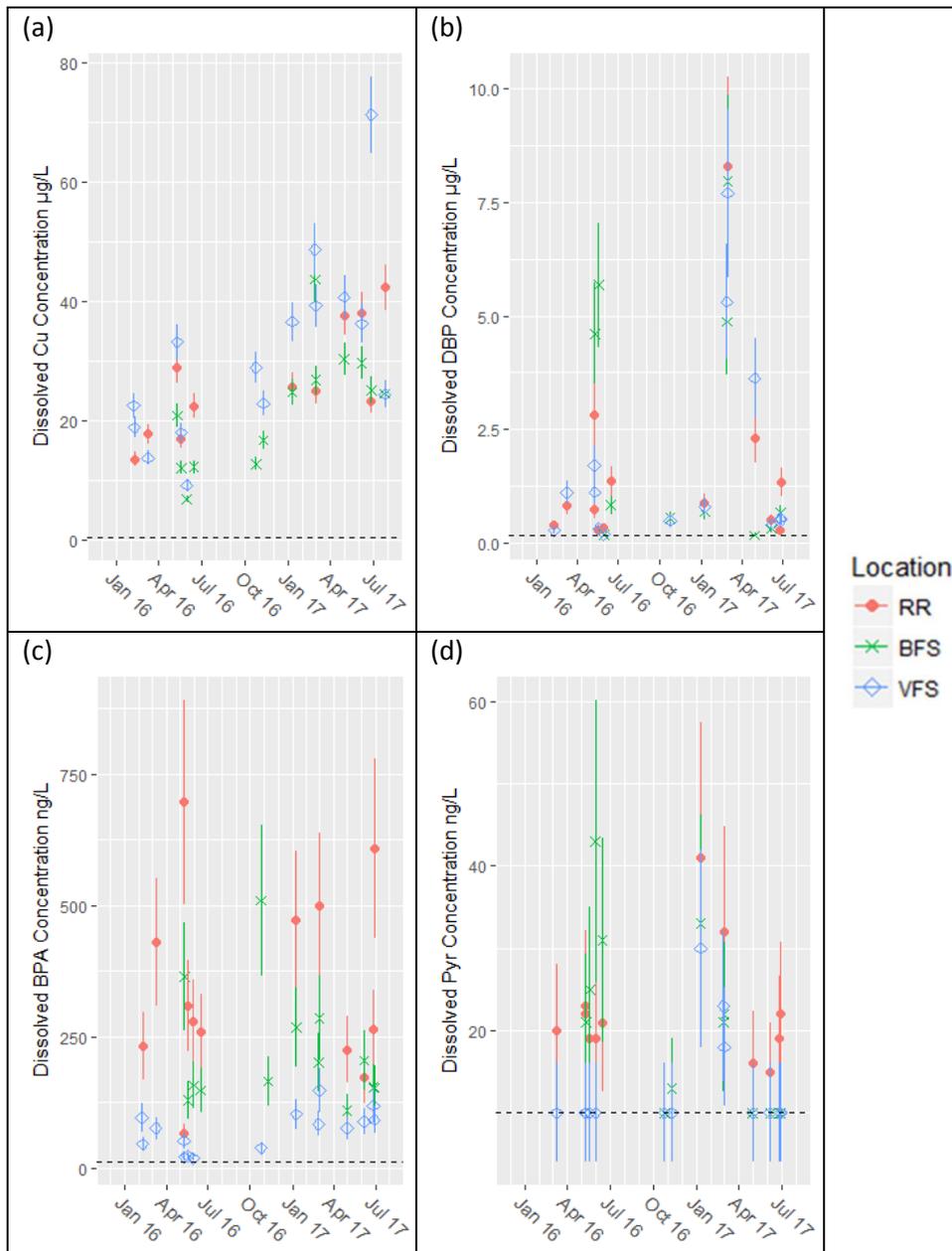


Figure 70 : Time series of observed dissolved concentrations of (a) copper, (b) dibutyl phthalate, (c) bisphenol-A, (d) pyrene in road runoff (RR), the biofiltration swale drain (BFS) and the vegetative filter strip drain (VFS). Points represent measured value while vertical lines represent analytical uncertainties; the horizontal dotted line represents the LoQ.

6.3.2.1. Equilibrium with soil

Sorption to soil particles is expected to be a major retention process for dissolved pollutants in stormwater biofilters (LeFevre et al., 2014). Models of reactive pollutant transport in soil often represent sorption as an instantaneous process, wherein an equilibrium exists between soil concentrations and dissolved concentrations according to a partitioning coefficient (K_D), and/or as a kinetic process (Randelovic et al., 2016; Simunek and van Genuchten, 2006). In order to evaluate whether equilibrium with soil indeed drives outlet dissolved concentrations, dissolved concentrations observed at the BFS outlet are compared with those expected at equilibrium with the filter media in Figure 71.

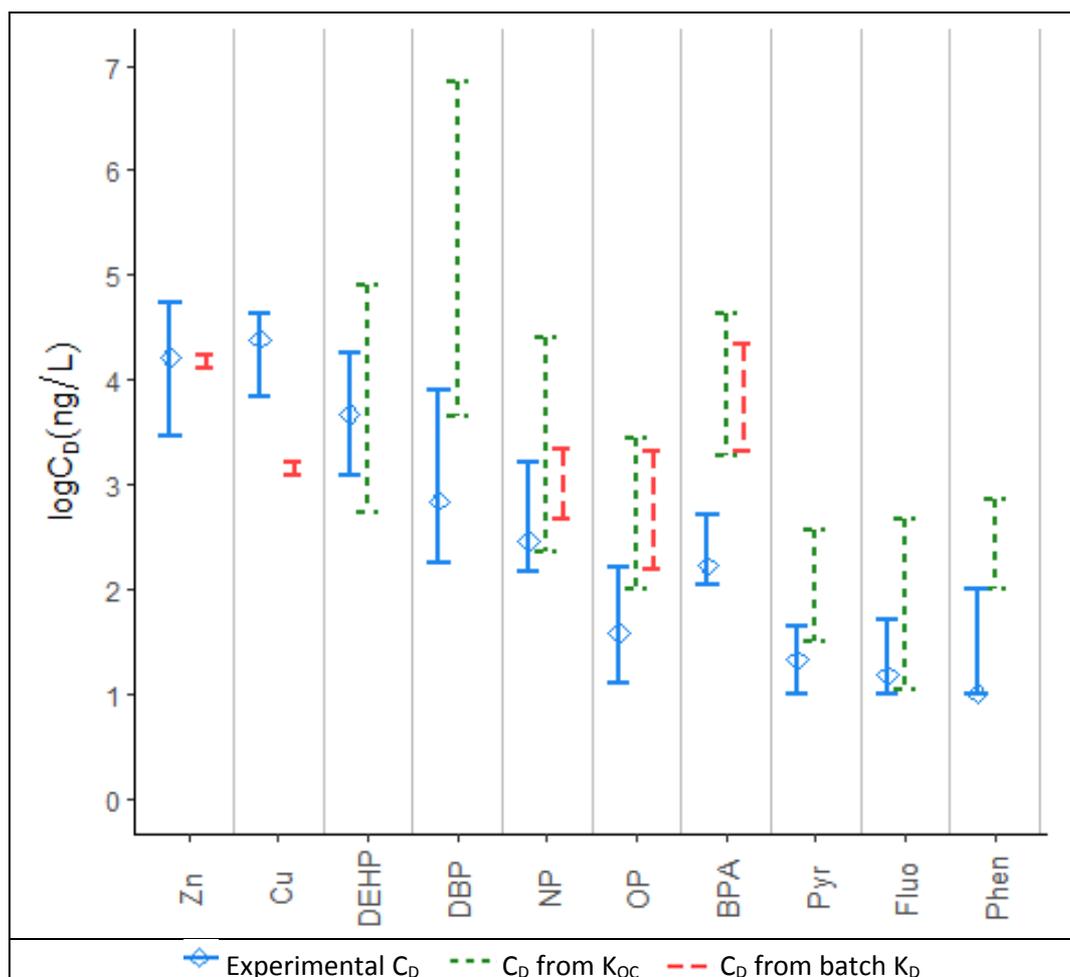


Figure 71 : Dissolved concentrations estimated at the outlet of the BFS assuming equilibrium with soil using KOC values from the scientific literature and batch K_D compared to experimentally measured values. See Supplementary Information 1.3 for a detailed description of the assumptions, data and methods of figure production.

With the exception of the event occurring on June 27, 2017, for which filter media cracking following a long antecedent dry period led to an exceptionally short residence time of 1.9 h, residence times in the BFS varied from 12 to 72 hours. According to sorption batch tests carried out for Cu, Zn, BPA, OP and NP with unused BFS filter media, this duration should be sufficient for the infiltrating water to reach equilibrium with the soil. However, it can be seen that not all dissolved phase pollutants appear to be in equilibrium with the soil.

Indeed, dissolved concentrations of Zn are of the order of magnitude expected, but they are more variable than expected at equilibrium with the soil, while those of Cu are also quite variable and higher than expected. While dissolved concentrations of some organic micropollutants (DEHP, NP, Fluo) are compatible with those expected, others (DBP, OP, BPA, Pyr and Phen) tend to be lower than expected at equilibrium with the soil.

6.3.2.2. Processes affecting dissolved trace metals

The apparent non-equilibrium of dissolved metals with the BFS filter media could be the result from various mechanisms.

The pH observed in RR and drained water was between 7.5 and 8.5; the pH of the BFS filter media was 8.7. According to laboratory studies carried out by Davis et al. (2001), this range

corresponds to optimal conditions for the sorption of Cu and Zn in a sandy loam soil. The pH conditions in this system should therefore tend to limit the mobility of dissolved metals.

Outlet concentrations of Cu and Zn frequently exceeded those in RR and the older VFS system; such behavior occurred less frequently in BFS. Increases in concentrations at system outlets might be explained by the leaching of trace metals from contaminated filter media or from accumulated sediments. Indeed, leaching batch tests showed that both contaminated soil and sediments were susceptible to leach Cu and Zn (Tableau 51). However, the filter media was mainly contaminated by trace metals near the surface; similarly, sediment accumulated at or near the surface of the system (Tedoldi et al., 2017c). As such, the leached trace metals would have ample opportunity to resorb to the filter media after leaching, especially in the BFS system, which has a filter media depth of 50 cm, rather than 15 cm in the VFS.

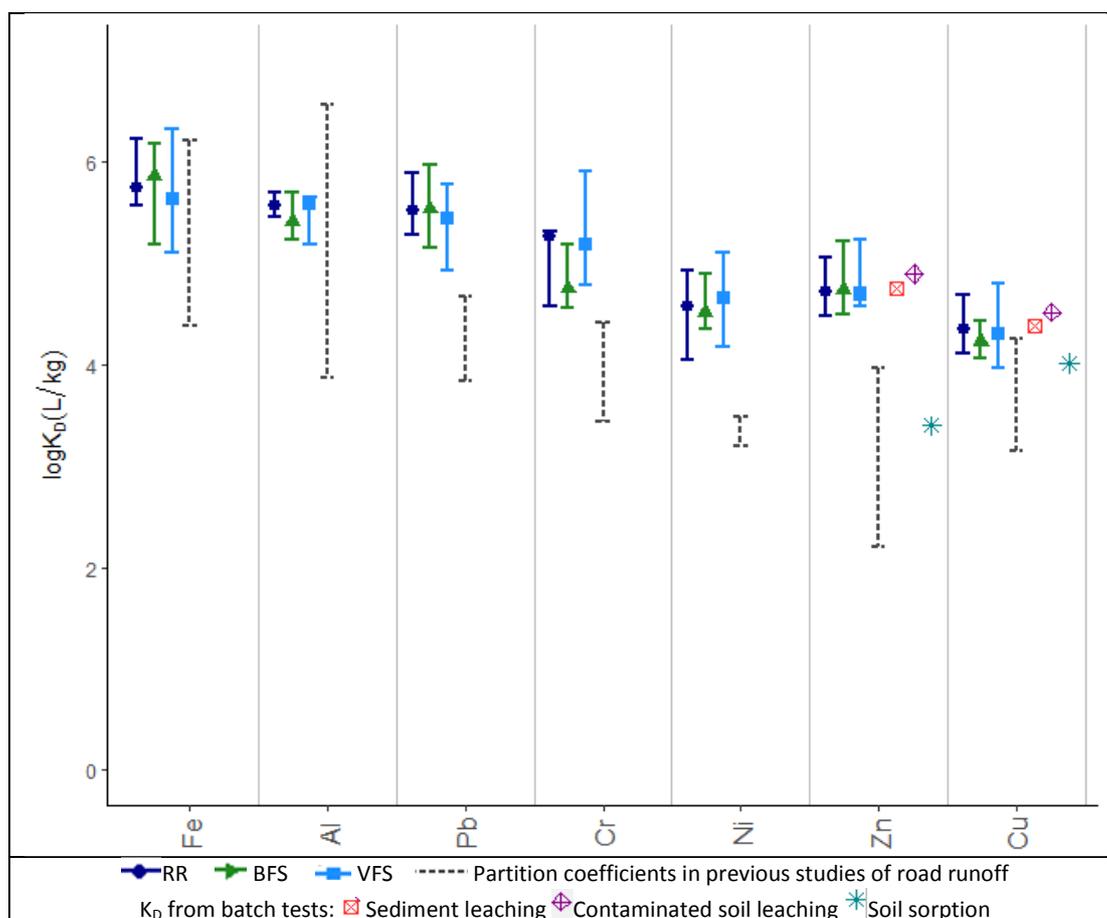


Figure 72 : Partition coefficients for major and trace elements in road runoff (RR), outlet water from the biofiltration swale (BFS) and outlet water from the VFS, compared to values from the scientific literature (see Tableau 56 in Supplementary Information for details) and partition coefficients measured in batch tests.

TSS particles (which are a mixture of road runoff particles and eroded soil) with non-negligible Cu (180-528 and 377-727 mg/kg in BFS and VFS, respectively) and Zn (471-1957 and 761-1925 mg/kg, respectively) content are present in drained water. If these particles reequilibrate with drained water after its filtration (in the bottle collecting drained water), they may also be sources of dissolved trace metals in collected outlet waters. This hypothesis is supported by the relatively constant trace metal partitioning (solid/liquid) between inlet and outlet waters (Figure 72); observed K_D values are close to the values calculated from desorption tests from road sediments and polluted soil. However, this source is limited by the low TSS concentrations at outlets (3-50 mg/L, excluding events from the period of degraded TSS performance);

therefore, it is unlikely that this hypothesis alone entirely explains dissolved concentrations observed at system outlets.

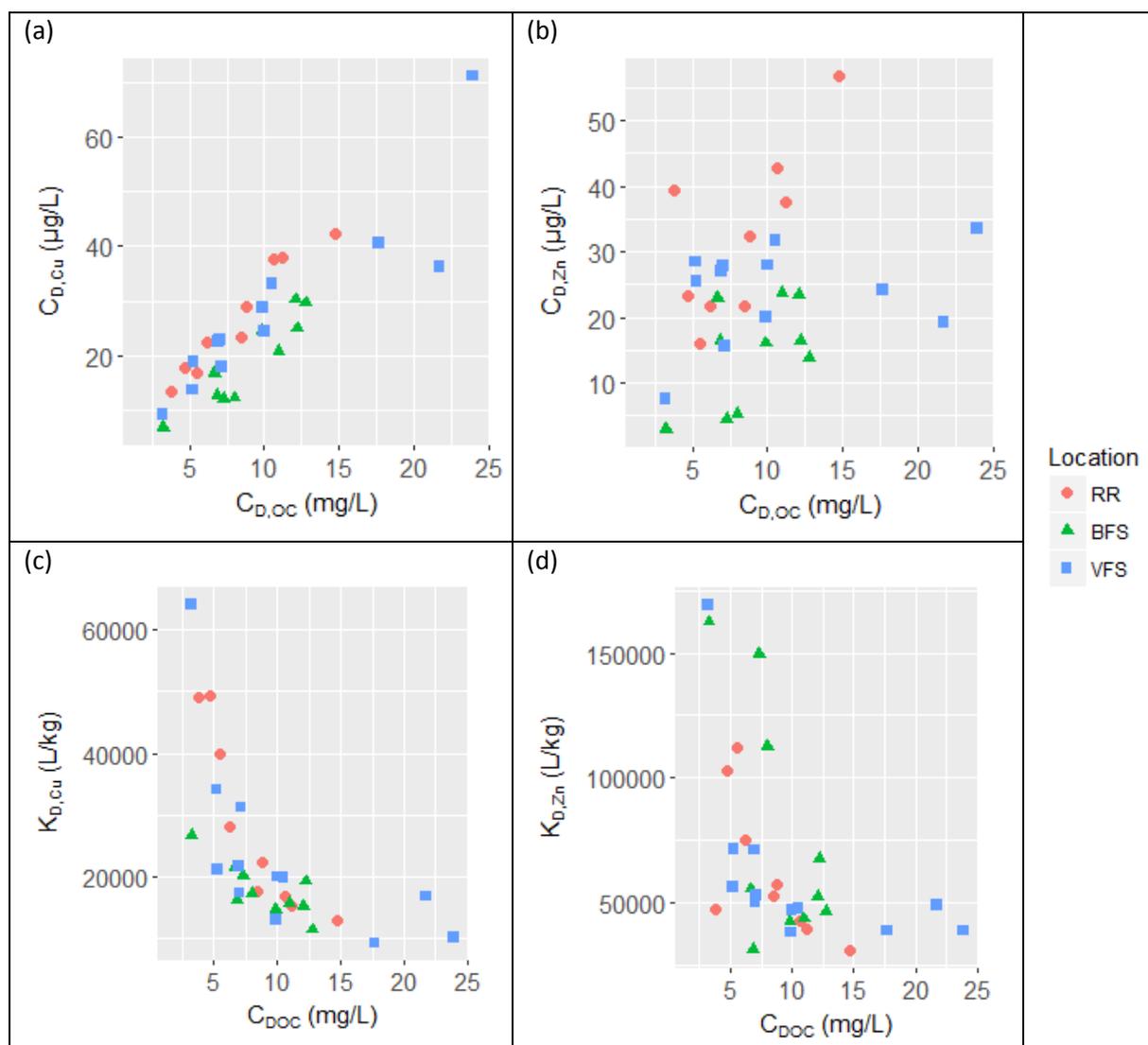


Figure 73 : Correlations between (a) dissolved copper and dissolved organic carbon (DOC) concentrations, (b) dissolved zinc and DOC concentrations, (c) copper partition coefficients and DOC concentrations and (d) zinc partition coefficients and DOC concentrations in road runoff (RR), water drained from the biofiltration swale (BFS) and water from the vegetative filter strip (VFS).

Dissolved metal transport may also be facilitated by their association with organic carbon or mineral colloids having particle size inferior to $0.45 \mu\text{m}$ (pore diameter of filters used to separate the dissolved and particulate fractions before analysis), which may occur in runoff or during filtration. For Cu, this hypothesis is supported by the significant correlation ($P < 0.01$) of dissolved concentrations with dissolved organic carbon (DOC) in the RR and at both VFS and BFS outlets (Figure 73a); this correlation is less evident for Zn (Figure 73b). Moreover, DOC also appears to influence the partition coefficient of both metals (Figure 73c-d), with a sharp decrease in K_D observed when DOC increases. The apparent interaction between dissolved trace metals and organic carbon is consistent with previous studies in the scientific literature, which have shown the vast majority (around 90%) of dissolved Cu and Zn to be complexed with fluvic acids (Bäckström et al., 2003; Mancinelli et al., 2015). DOC concentrations are nearly always higher at system outlets than in RR; as its presence may both limit sorption to filter media and enhance leaching from TSS in the drained water sample,

increases in DOC emissions, which may occur seasonally or with the accumulation of organic matter as a system ages, may result in increased dissolved metal mobility (Figure 74).

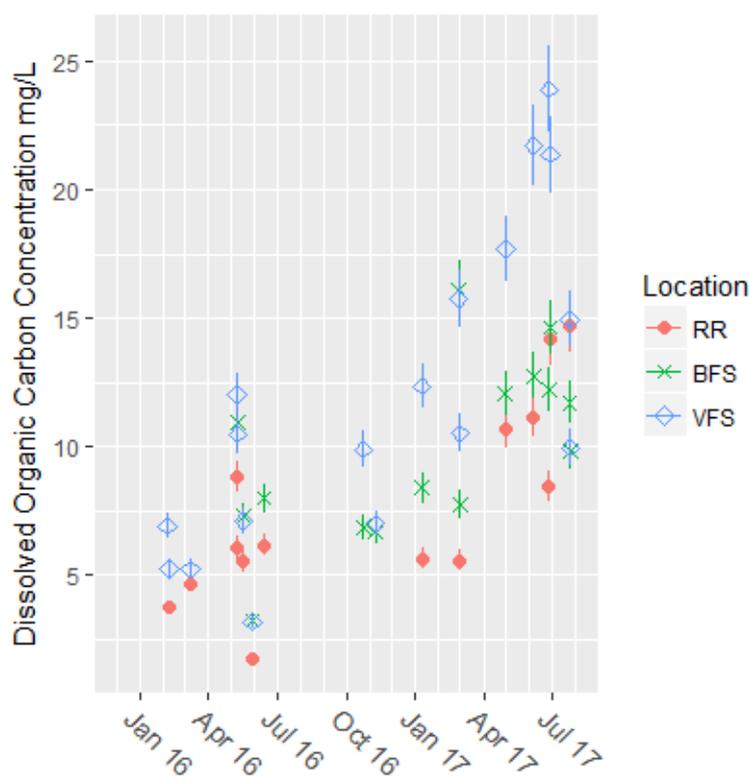


Figure 74 : Time series of dissolved organic carbon in runoff and system outlets

6.3.2.3. Processes affecting dissolved organic micropollutants

As previously mentioned, the observed dissolved concentrations of organic contaminants were either compatible with or lower than values expected at equilibrium with the soil of the BFS. However, the system's performance removing these pollutants was poor; of the pollutants presented here, only Phen and OP were significantly removed across events. In addition, the BFS was shown to be less effective at treating dissolved organic micropollutants than the other VFS system.

The poor efficiency of the BFS system with respect to dissolved organic micropollutants may be explained by the high concentrations of these pollutants in its filter media. In the case of PAHs, this appears to be to a contamination of the initial filter media (0.146 $\mu\text{g/g}$ for Pyr, 0.168 $\mu\text{g/g}$ for Fluo and 0.072 $\mu\text{g/g}$ for Phen). As these concentrations are typical for soil in Ile-de-France (Gaspéri et al., 2016), this is likely due to contamination of the topsoil used to produce the filter media. However, the contamination of the filter media by DBP, DEHP, NP, OP and BPA, appears to have occurred mainly after its installation. In fact, a mass balance study of the BFS demonstrated an accumulation of DEHP, OP, NP and BPA in the filter, which greatly exceeded the mass of these pollutants intercepted from runoff over the first year of operation (Flanagan et al., manuscript). The same study showed that mass of Pyr and Phen did not change significantly over the study period; mass balances were not evaluated for Fluo and DBP.

As phthalates, alkylphenols and BPA are common additives in many synthetic materials, pollution emissions were suspected from materials used in BFS construction, which included

a geomembrane, an agricultural drain with a filter fabric and asphalt. Indeed, batch leaching tests of all of these materials revealed significant sources of DEHP, DBP NP, OP and BPA among these materials (Tableau 53). The leaching of organic micropollutants from these sources explains both the elevated drain concentrations early in the BFS's operation and the contamination of the soil, as some of the leached contaminants were sorbed by the filter media. While the sorption of these pollutants by the filter media limits their exportation from the system and thus the potential for contamination of receiving waters, it also results in a lower performance of the system over time as the filter media is now essentially saturated with many of these pollutants.

	Asphalt	Geomembrane	Drain	Drain filter fabric
DEHP	12250 (3.6)	0 (0)	0 (0)	147 (0.043)
DBP	30080 (37)	0 (0)	0 (0)	2057 (2.5)
NP	67 (0.17)	2228 (5.77)	151 (0.39)	3609 (9.35)
OP	<7 (<0.056)	15 (0.12)	<7 (<0.056)	41 (0.32)
BPA	17 (0.061)	40 (0.14)	536 (1.9)	670 (2.4)
Pyr	<5.3 (<0.24)	<4.9 (<0.24)	-	-
Fluo	<5.3 (<0.36)	<4.9 (<0.33)	-	-
Phen	<5.3 (<0.23)	8 (0.36)	-	-

Tableau 53 : Emissions of organic micropollutants from materials used in the construction of biofiltration swale. Concentration in ng/L, in parentheses: ratio compared to median dissolved concentration in RR.

As stated above, dissolved concentrations of DBP, OP, BPA, Pyr and Phen all tended to be lower than those expected at equilibrium with the soil. In addition, C_D of these pollutants were typically lower at the outlet than in RR, at least after the first period of operation. One explanation for this may be that the reduction in concentrations of these pollutants is not due to sorption but rather to other processes. For example, DBP and BPA have biodegradation half-lives on the order of 1.4-16 days (Mackay, 2006) and 2.5-4 days (U.S. National Library of Medicine, 2018) respectively. As such, significant biodegradation may occur for DBP and BPA at the time scale of filtration.

For Pyr and Phen, the filter media's contamination likely predates its installation in the filter. As desorption kinetics of organic molecules are known to become slow as pollution ages (Brusseu et al., 1991; Pignatello and Xing, 1996), this pollution is probably relatively immobile, leading to the an effective filter media K_D which is higher than its theoretical sorption K_D , resulting in lower dissolved concentrations than those expected at equilibrium with the soil. Sorption processes may also not be entirely reversible for other organic micropollutants, for which the filter media was contaminated during the first period of operation through emissions from construction materials.

The dissolved phase of organic pollutants do not appear to be at equilibrium with TSS particles: no significant correlations were observed between C_D and OC-normalized TSS particle concentrations (S/f_{oc} , $P > 0.05$) and observed K_{OC} for TSS at all points were often higher than typical values from the literature (Figure 75) meaning that those pollutants' C_D is low compared to those expected at equilibrium with the TSS particles.

One explanation for the non-equilibrium between TSS particles and dissolved pollutants could be that these pollutants are present within the materials composing the TSS and are thus not easily mobilized. For example, tire particles, thought to be major sources of PAHs, phthalates and alkylphenols in road runoff (Markiewicz et al., 2017), are likely to be particulate sources of these pollutants. In this case, pollutants are embedded in particle matrices; their dissolved

concentrations would be controlled by leaching kinetics from this matrix and would not be expected to reach the same TSS-water equilibrium as initially dissolved pollutants. It can be seen that partition coefficients for PAHs at the BFS outlet approach K_{OC} values, possibly due to the presence of soil particles which equilibrate with the dissolved pollutants.

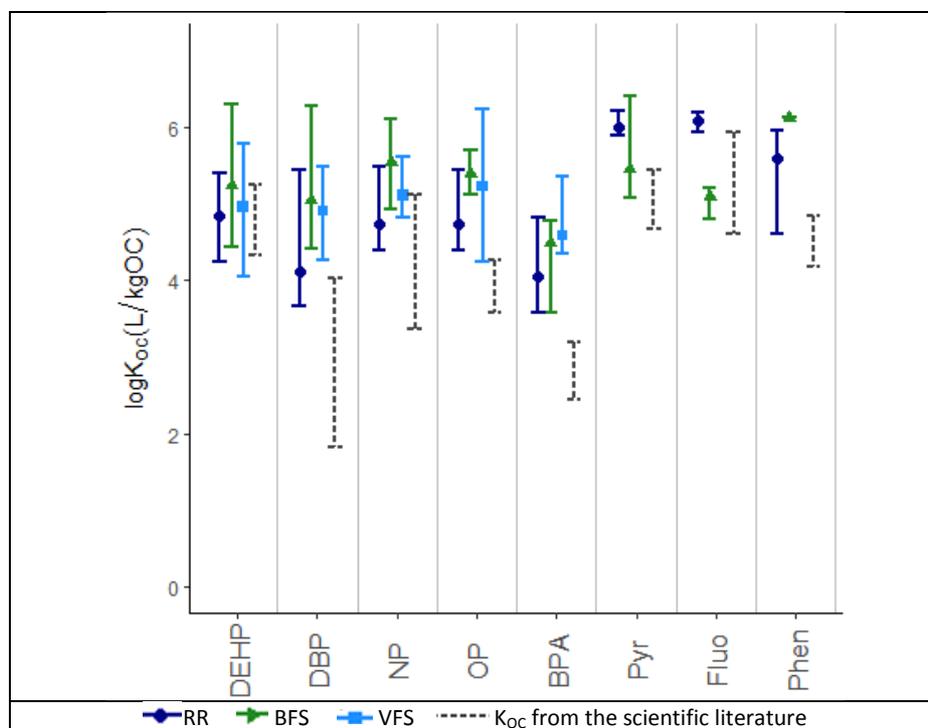


Figure 75 : Partition coefficients for organic micropollutants (normalized to particle organic carbon content) in road runoff (RR), outlet water from the biofiltration swale (BFS) and outlet water from the VFS, compared to values from the scientific literature (see Tableau 55 for detailed information). Partition coefficients were not available for Pyr, Fluo and Phen in the VFS where these pollutants were rarely quantified in the dissolved phase.

6.4. Conclusions

The transport and retention processes affecting particulate and dissolved-phase micropollutants were evaluated for two stormwater biofilters treating road runoff based on results from an *in situ* monitoring campaign, combined with characterizations of biofilter materials in a laboratory setting.

Although retention of particles and particulate contaminants was generally quite effective, over a 2-month period in winter, three events with degraded particle retention performance were observed. Characterization of particle composition in road runoff and system outlets showed that while TSS at biofilter outlets was a mixture of road-originated particles with fine particles washed out from the filter media during events with normal performance, outlet particles during degraded performance resembled those in road runoff more closely. This indicated that poor filtration, rather than particle erosion, was responsible for the high outlet TSS concentrations during this period. Poor filtration was attributed to the relative abundance of very small (<10 μm) particles during this period, along with possible preferential flows due to filter media cracking. The mechanisms causing the smaller particle sizes during this period are unclear.

Removal of dissolved pollutants was generally less effective. Dissolved concentrations of Cu were shown to be influenced by the presence of dissolved organic carbon, which likely modifies its chemical speciation. It was also demonstrated that road sediment and contaminated soil

are both susceptible to leach Zn and Cu, which may lead to increased outlet concentrations under some conditions. Removal of organic micropollutants appears to be limited by the contamination of the filter media. In the case of PAHs, the filter media was contaminated before installation; for other pollutants, including phthalates, alkylphenols and BPA, it was contaminated during the first period of operation, due to emissions from construction materials.

6.5. Supplementary Data

6.5.1. Site description and field methods



Figure 76 : Map of the Compans study site location

6.5.2. Analytical methods

Parameter	Method	Limit of quantification (LoQ)	Uncertainty
Suspended solids	Filter : 0.7 µm fiberglass Method : Filtration Standard : NF EN 872	2 mg/L	$\frac{\pm 10\%}{\sqrt{3}}$
Organic carbon	Filter : 0.7 µm fiberglass Method : Thermal combustion-Infrared detector Standard : NF EN 1484 (dissolved)	Dissolved : 0.3 mg/L Particulaire : $\frac{70}{M}$ mg/g	± 10%
Nutrients	Filter : 0.7 µm fiberglass Extraction : Mineralization and distillation (KN), mineralization (P) Methods : Titration (KN), Colorimetry (P, NH ₄ ⁺), Ion chromatography (NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻) Standards : NP EN 25663 (KN), NF EN ISO 6878 (P), NF T 90-015 2 (NH ₄ ⁺), NF T 90-015 2 (NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻)	Dissolved and Total : 1 (KN), 0.1 (P) mg/L Dissolved : 0.04 (N-NH ₄ ⁺), 0.08 (N-NO ₂ ⁻), 0.05 (N-NO ₃ ⁻), 0.16 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L	SL : 5 (KN), 0.2 (P), 0.08 (N-NH ₄ ⁺), 0.08 (N-NO ₂ ⁻), 0.11 (N-NO ₃ ⁻), 0.16 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Absolute uncertainty between LQ and SL : ± 0.5 (KN), 0.04 (P), 0.02 (N-NH ₄ ⁺), 0.05 (N-NO ₂ ⁻), 0.01 (N-NO ₃ ⁻), 0.07 (P-PO ₄ ³⁻) mg/L Relative uncertainty beyond SL : ±10 (KN), 20 (P), 20 (N-NH ₄ ⁺), 20 (N-NO ₂ ⁻), 10 (N-NO ₃ ⁻), 10 (P-PO ₄ ³⁻) %
Trace metals	Filter : 0.45 µm cellulose acetate Methods : ICP-MS and ICP-OES Extraction : Total solubilization by HF and HClO ₄ acid digestion, evaporation and resuspension with HNO ₃ (particulate)	Dissolved : 0.1 (As), 0.1 (Cd), 2 (Co), 0.1 (Cr), 0.2 (Cu), 0.2 (Ni), 0.1 (Pb), 0.1 (V), 0.3 (Zn) µg/L	Dissolved : ± 9 (As), 8 (Cd), 6 (Co), 11 (Cr), 9 (Cu), 11 (Ni), 9 (Pb), 10 (V), 14 (Zn) % Particulate : ± 11 (As), 24 (Cd), 14 (Co), 13 (Cr), 14 (Cu), 15 (Ni), 16 (Pb), 13 (V), 13 (Zn) %

	Standards: NF X31-147 (acid digestion), NF EN ISO 17294 (ICP-MS), NF EN ISO 11885 (ICP-OES)	Particulate: 1 (As), 0.1 (Cd), 0.4 (Co), 1 (Cr), 0.4 (Cu), 1 (Ni), 1 (Pb), 0.4 (V), 1 (Zn) mg/kg	
Major ions	Filter: 0.45 µm cellulose acetate Extraction: Total solubilization by HF and HClO ₄ acid digestion, evaporation and resuspension with HNO ₃ (particulate) Method: ICP OES Standard: NF X31-147 (acid digestion), NF EN ISO 11885 (ICP-OES)	Dissolved: 0.1 (Al), 0.005 (Fe), 0.001 (Mn), 0.002 (Mo), 0.001 (Sr), 0.002 (Ti), 0.1 (Na), 0.1 (K), 0.01 (Mg), 0.1 (Ca), 0.005 (Ba), 0.06 (Si) mg/L Particulate: 20 (Al), 1 (Fe), 0.2 (Mn), 0.1 (Sr), 0.4 (Ti), 20 (Na), 20 (K), 2 (Mg), 20 (Ca), 1 (Ba), 200 (Si) µg/g	Dissolved: ± 7 (Al), 6 (Fe), 7 (Mn), 9 (Mo), 8 (Sr), 8 (Ti), 9 (Na), 10 (K), 6 (Mg), 8 (Ca), 9 (Ba) % Particulate: ± 10 (Al), 11 (Fe), 13 (Mn), 23 (Mo), 10 (Sr), 12 (Ti), 9 (Na), 9 (K), 10 (Mg), 9 (Ca), 10 (Ba) %
TPH	Filter: 0.7 µm fiberglass Extraction: Liquid-liquid (dissolved), ultrasound solid-liquid (particulate) Method: GC-FID Standard: NF EN ISO 9377-2 (dissolved), NP ISO 16703 (particulate)	Dissolved: 0.2 mg/L Particulate: $\frac{50}{M}$ mg/g	SL: 0.3 mg/L (dissolved), 75 µg/g (particulate) Absolute uncertainty between LQ and SL: ± 0.12 mg/L (dissolved), 30 mg/kg (particulate) Relative uncertainty beyond SL: ± 40% (dissolved and particulate)
PAH	Filter: 0.7 µm fiberglass Extraction: Liquid-liquid (dissolved), ultrasound solid-liquid (particulate) Method: GC-MS Standard: XP ISO-TS 28581 and NF ISO 28540 (dissolved), XP X33-012 and NF EN 15527 (particulate)	Dissolved: 10 ng/L Particulate: $\frac{20}{M}$ µg/g	SL: 20 ng/L (dissolved), 0.03 µg/g (particulate) Absolute uncertainty between LQ and SL: ± 6 ng/L (dissolved), 0.006 µg/g (particulate) Relative uncertainty beyond SL: ± 40 (dissolved), 20 (particulate) %
BPA/AP	Filter: 0.7 µm fiberglass Extraction: Solid-phase (dissolved), Microwave (particulate) Method: UPLC-MSMS	Dissolved: 11 (BPA), 79 (NP), 31 (NP1EO), 62 (NP2EO), 2 (NP1EC), 7 (OP), 17 (OP1EO), 5 (OP2EO) ng/L Particulate: $\frac{2.6}{M}$ (BPA), $\frac{20}{M}$ (NP), $\frac{7.7}{M}$ (NP1EO), $\frac{1.6}{M}$ (NP2EO), $\frac{0.43}{M}$ (NP1EC), $\frac{1.7}{M}$ (OP), $\frac{4.2}{M}$ (OP1EO), $\frac{1.3}{M}$ (OP2EO) µg/g	Dissolved : ± 28 (BPA), 37 (NP), 91 (NP1EO), 67 (NP2EO), 29 (NP1EC), 61 (OP), 25 (OP1EO), 32 (OP2EO) % Particulate: ± 25 (BPA), 44 (NP), 43 (NP1EO), 56 (NP2EO), 49 (NP1EC), 48 (OP), 40 (OP1EO), 19 (OP2EO) %
PAE	Filter: 0.7 µm fiberglass Extraction: Solid-phase (dissolved), Microwave (particulate) Method: GC-MS	Dissolved: 250 (DMP), 520 (DiBP), 180 (DBP), 350 (DEHP), 110 (DNP) ng/L Particulate: $\frac{63}{M}$ (DMP), $\frac{130}{M}$ (DiBP), $\frac{44}{M}$ (DBP), $\frac{88}{M}$ (DEHP), $\frac{28}{M}$ (DNP), µg/g	Dissolved : ± 55 (DMP), 63 (DiBP), 24 (DBP), 53 (DEHP), 32 (DNP) % Particulate: ± 45 (DMP), 35 (DiBP), 25 (DBP), 35 (DEHP), 50 (DNP) %

Tableau 54 : Summary of employed analytical methods. M is the mass of TSS extracted in mg, which varied according to the concentration of TSS in the water sample and the filtered volume. Abbreviations: ICP-OES (inductively coupled plasma optical emission spectroscopy), ICP-MS (inductively coupled plasma mass spectrometry), GC-MS (gas chromatography coupled with mass spectrometry), UPLC-MSMS (ultra performance liquid chromatography with tandem mass spectrometry); GC-FID (gas chromatography – flame ionization detector)

6.5.3. Methods for figure preparation

6.5.3.1. Comparison of dissolved concentrations predicted at equilibrium with soil with observed values

In order to compare experimental dissolved concentrations with those expected from the pollutant properties, dissolved concentrations were estimated assuming equilibrium with soil for both the VFS and BFS using partition coefficients. The work was carried out only for events outside of the period of degraded filtration performance.

Experimental dissolved concentrations were presented as median concentrations with error bars representing the minimum and maximum values measured. When a pollutant was below

the limit of quantification for some events (as was the case for Pyr, Fluo and Phen), concentration was set equal to the LQ for these events.

Dissolved concentrations in equilibrium with soil were estimated according to the equation S1.

$$C_D = \frac{S}{K_D} \quad (\text{Eq.S1})$$

Where C_D is the dissolved concentration in mg/L, S is the soil concentration in mg/kg and K_D is the partition coefficient in L/kg.

Soil samples used to estimate possible ranges of dissolved concentrations included a sample of filter media before installation in the BFS, filter media from the lowest segment (15-50 cm depth) of 8 composite core samples collected in the BFS toward the end of the sampling period, after 13 months of operation and filter media from the lowest segment (5-15 cm depth) of four composite cores collected in the VFS. Samples from lower segments were used in order to avoid a bias due to the surface contamination from particulate pollutants. The minimal and maximal values of all of these samples from each device (BFS and VFS) were used to calculate the range. Soil concentrations below the LQ were set equal to the LQ for calculating the range.

These soil concentrations were then multiplied by partition coefficients to find the expected dissolved concentration in water in equilibrium with the soil. For Zn, Cu, NP, OP and BPA, the soil concentrations described above were multiplied by partition coefficients measured in the laboratory, according to Tableau 50.

For organic pollutants, K_D was also evaluated using K_{OC} values from the literature according to the equation S2.

$$K_D = K_{OC} f_{OC} \quad (\text{Eq. S2})$$

Where K_D is the partition coefficient in L/kg, K_{OC} is the organic carbon partition coefficient in L/kg of organic carbon and f_{OC} is the fraction of organic carbon in the filter media or particles.

A number of K_{OC} values (12-91, depending on the availability of data) were collected in the scientific literature for each pollutant. To estimate the range of possible dissolved concentrations, the 20th percentile (Q_{20}) K_{OC} was multiplied by the lowest observed f_{OC} in the soil, while 80th percentile (Q_{80}) K_{OC} was multiplied by the highest observed f_{OC} to identify the range of K_D values. The highest soil concentration was divided by the lowest K_D to establish the upper limit of the dissolved concentration interval, while the lowest soil concentration was divided by the highest K_D to establish the lower limit of the interval. The full data set and sources of data are presented in the Tableau 55 below.

	log(K_{OC})
DEHP	4, 5, 4.756, 9.301, 4.31, 5.27, 4.9, 4.98, 4.24, 5.06, 5.1, 5, 4.94, 5.22, 2.6, 7.13, 4.34, 6 ¹
DBP	2.2, 3.81, 2.17, 1.6, 1.3, 0.301, 0.602, 1.556, 5.23, 4.17, 4.54, 3.14, 4.37, 3.14, 3.09, 5.2, 3.14, 3.76, 2.46, 2.86, 3.09, 3.12, 3.11 ¹
NP	3.7, 2.4 ² 3.6, 3.3, 2.9 ³ 5.39, 5.22, 4.7, 5.6 ⁴ 4.7 ⁵ 3.73 ⁶ 4.0 ⁷

OP	4.30, 4.27 ⁶ 4.12, 5.18 ⁸ 3.44, 3.14 ⁹ 4.03, 4.00, 4.03, 4.01, 3.83, 4.27, 3.54, 3.60 ¹⁰
BPA	2.3 ² 2.50, 3.18 ¹¹ 2.06, 2.80, 2.97, 3.24, 3.59, 2.40, 3.18, 2.53, 2.85 ¹² 2.74 ¹³ 2.47, 3.18 ¹⁴
Pyr	4.92, 4.81, 4.92, 4.8, 4.78, 4.8, 4.83, 3.11, 3.46, 5.23, 5.08, 4.46, 4.81, 4.94, 5.51, 4.73, 5.02, 5.13, 4.88, 4.65, 6.51, 4.83, 4.82, 4.77, 6.5, 5.05, 5, 4.88, 4.71, 5.2, 5.18, 4.99, 5.23, 4.78, 4.78, 4.78, 5.5, 6.61, 6.06, 5.51, 5.34, 5.31, 7.43, 4.64, 4.8, 4.81, 4.72, 4.81, 4.22, 4.62, 4, 4.42, 2.56, 4.99, 4.98, 4.96, 4.97, 5.14, 5.22, 5.23, 5.12, 5.04, 5.24, 5.45, 3.47, 4.6, 3.53, 4.78, 4.61, 4.66, 4.78, 4.88, 4.9, 5.47, 6.68, 4.6, 6.8, 5.9, 5.89, 5.6, 5.56, 4.96, 4.7, 4.46, 5.74, 4.37, 3.89, 5.52, 4.66, 5.35, 6.33 ¹
Fluo	6.38, 4.74, 4.62, 6.3, 4.816, 4.81, 4.82, 4.51, 5.05, 4.16, 6.56, 6.66, 6.08, 4.62, 5.25, 5.4, 4.81, 4.65, 4.8, 4.82, 4.8, 4.73, 5.32, 4.89, 4.62, 4.03, 3.4, 4.49, 3.55, 4.53, 4.56, 5.32, 6.59, 4.6, 6.7, 5.83, 6.79, 5.53, 5.52, 4.91, 4.65, 4.62, 5.21, 6.6 ¹
Phen	4.36, 4.308, 4.6, 4.28, 4, 6.12, 4.22, 4.28, 4.42, 4.07, 4.64, 4.42, 4.3, 4.17, 4.18, 4.17, 4.5, 4.37, 6.07, 7.03, 6.39, 4.12, 5.77, 4.28, 4.12, 4.23, 4.09, 4.32, 4.18, 4.13, 4.65, 4.81, 2.42, 2.56, 4.27, 4.27, 4.12, 4.27, 4.1, 4.38, 4.45, 4.53, 4.33, 4.42, 4.62, 4.64, 4.48, 4.22, 3.67, 3.29, 4.04, 3.27, 4.37, 4.21, 4.31, 6.02, 5.34, 5.23, 4.82, 4.98, 4.39, 4.66, 3.33, 4.72, 4.5, 4.18, 4.37, 4.56, 4.64, 4.88, 4.28, 4.03, 4.08, 4.34, 4.7, 4.66, 4.9, 5.29, 5.92, 5.98, 4.3, 5.3, 5.2, 5.5, 4.8, 4.8, 4.5, 4.84 ¹

Tableau 55 : Organic carbon partition coefficients from the scientific literature

6.5.3.2. Comparison of partitioning between inlet and outlet waters

Partitioning of pollutants between the dissolved phase and particles was calculated for untreated road runoff, as well as in water drained from the BFS and the VFS. For organic pollutants, partition coefficients were normalized with the fraction of organic carbon f_{oc} to evaluate K_{oc} values, which are compared to the range (Q20-Q80) of values from the literature established from the data in Tableau 55. Again, this analysis is limited to events outside the degraded period of performance with respect to particulate pollutants. For metals, partition coefficients are compared to the minimal and maximal values from a data set of previously reported partition coefficients for road runoff (see Tableau 56). All values were presented as logarithms of partition coefficients.

	log(K_D) from literature
Al	6.43, 6.04 ¹⁵ 6.56, 5.99, 3.88, 5.20, 4.76 ¹⁶
Fe	6.20, 5.43 ¹⁵ 5.80, 5.32, 4.38, 5.26, 5.67 ¹⁶ 5.00 ¹⁷
Pb	4.67, 4.18 ¹⁵ 4.48, 4.15, 3.97, 4.45, 4.51 ¹⁶ 3.84 ¹⁷
Cr	4.41, 3.89 ¹⁵ 3.43 ¹⁷
Ni	3.48, 3.20 ¹⁵
Zn	3.94, 3.49 ¹⁵

	3.97, 3.18, 2.20, 3.04, 3.70 ¹⁶ 3.90 ¹⁷
Cu	4.15, 3.64 ¹⁵ 4.26, 3.84, 3.15, 3.57, 4.20 ¹⁶ 3.51 ¹⁷

Tableau 56 : Major element and trace metal partition coefficients in road runoff

Sources :

- (1) Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicals.; CRC Press, 2006.
- (2) Clara, M.; Windhofer, G.; Hartl, W.; Braun, K.; Simon, M.; Gans, O.; Scheffknecht, C.; Chovanec, A. Occurrence of Phthalates in Surface Runoff, Untreated and Treated Wastewater and Fate during Wastewater Treatment. *Chemosphere* **2010**, 78 (9), 1078–1084.
- (3) Murillo-Torres, R.; Durán-Álvarez, J. C.; Prado, B.; Jiménez-Cisneros, B. E. Sorption and Mobility of Two Micropollutants in Three Agricultural Soils: A Comparative Analysis of Their Behavior in Batch and Column Experiments. *Geoderma* **2012**, 189–190, 462–468.
- (4) Bergé, A.; Cladière, M.; Gasperi, J.; Coursimault, A.; Tassin, B.; Moilleron, R. Meta-Analysis of Environmental Contamination by Alkylphenols. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2012**, 19 (9), 3798–3819.
- (5) Li, C.; Berns, A. E.; Schäffer, A.; Séquaris, J.-M.; Vereecken, H.; Ji, R.; Klumpp, E. Effect of Structural Composition of Humic Acids on the Sorption of a Branched Nonylphenol Isomer. *Chemosphere* **2011**, 84 (4), 409–414.
- (6) INERIS. Portail Substances Chimiques.
- (7) Milinovic, J.; Lacorte, S.; Rigol, A.; Vidal, M. Sorption Behaviour of Nonylphenol and Nonylphenol Monoethoxylate in Soils. *Chemosphere* **2015**, 138, 952–959.
- (8) Bergé, A. Identification Des Sources D'alkylphénols et de Phtalates En Milieu Urbain. Thèse de doctorat, Université de Paris Est: Champs-sur-Marne, 2012.
- (9) European Chemicals Agency. Substance Information.
- (10) Johnson, A.; White, C.; Besien, T.; Jurgens, M. The Sorption Potential of Octylphenol, a Xenobiotic Oestrogen, to Suspended and Bed-Sediments Collected from Industrial and Rural Reaches of Three English Rivers. *Sci. Total Environ.* **1998**, 210–211, 271–282.
- (11) Staples, C. A.; Dome, P. B.; Klecka, G. M.; Oblock, S. T.; Harris, L. R. A Review of the Environmental Fate, Effects, and Exposures of Bisphenol A. *Chemosphere* **1998**, 36 (10), 2149–2173.
- (12) U.S. National Library of Medicine. Hazardous Substances Data Bank.
- (13) GSI Environmental. GSI Chemical Properties Database.
- (14) Groshart, C. P.; Okkerman, P. C.; Pijnenburg, A. M. C. M. Chemical Study on Bisphenol A. Rijkswaterstaat Institute for Coastal and Marine Management.
- (15) Sansalone, J. J.; Buchberger, S. G.; Al-Abed, S. R. Fractionation of Heavy Metals in Pavement Runoff. *Sci. Total Environ.* **1996**, 189–190, 371–378.
- (16) Sansalone, J. J.; Buchberger, S. G. Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water. *J. Environ. Eng.* **1997**, 123 (2), 134–143.
- (17) Maniquiz-Redillas, M.; Kim, L.-H. Fractionation of Heavy Metals in Runoff and Discharge of a Stormwater Management System and Its Implications for Treatment. *J. Environ. Sci.* **2014**, 26 (6), 1214–1222.

6.5.3.3. Particle concentrations relative to those in RR

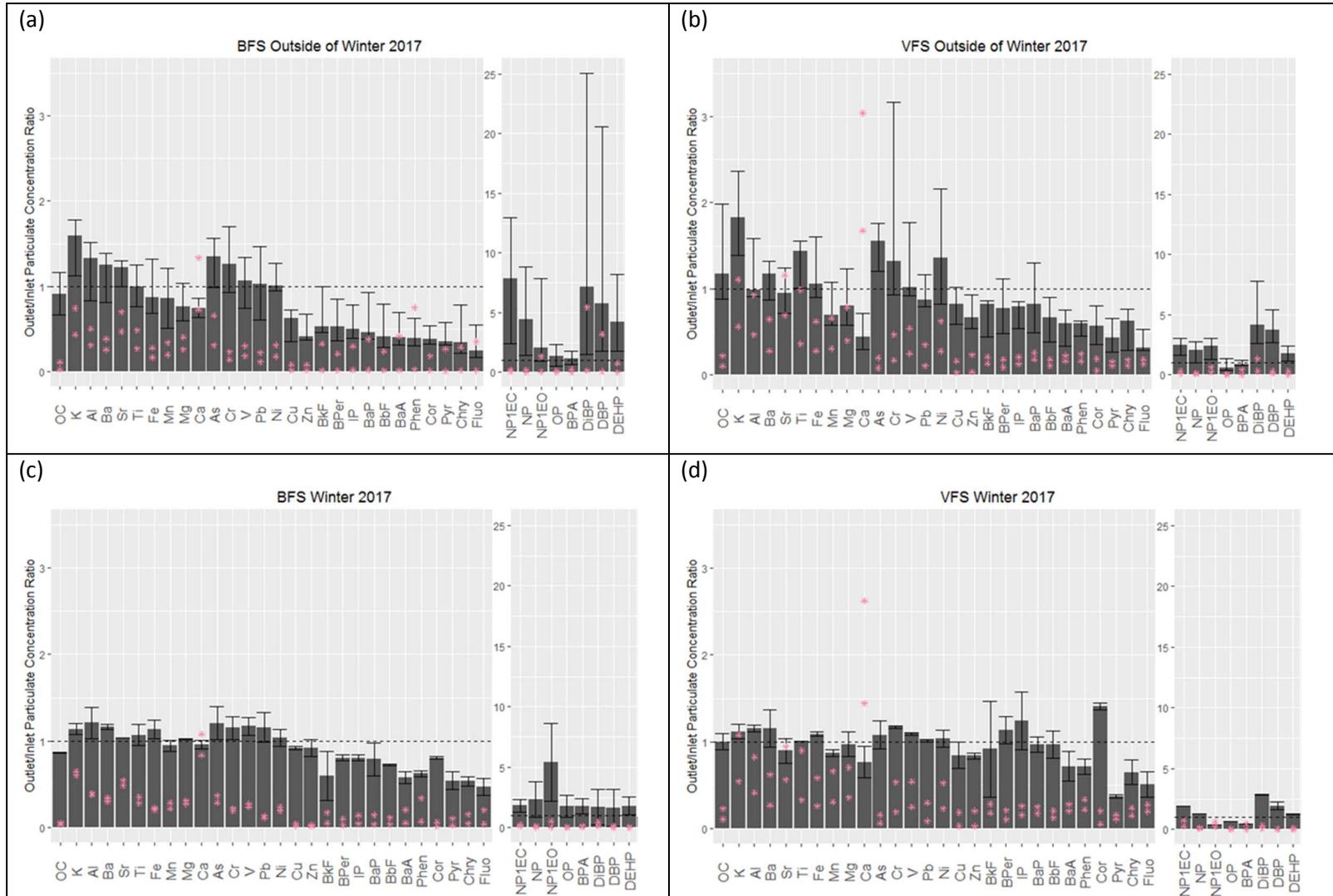


Figure 77 : Ratios of outlet particle concentrations to those in road runoff (RR) for (a) the biofiltration swale (BFS) during normal performance, (b) the vegetative filter strip (VFS) during normal performance, (c) the BFS during degraded performance in winter 2017 and (d) the VFS during degraded performance during winter 2017. Bars represent the median ratio for each period, while error bars represent the Q20 and Q80 ratios during normal performance and the minimal and maximal values during degraded performance. Pink stars represent the Q20 and Q80 ratios of soil concentrations in each device to the median RR aluminum-normalized particle concentrations for each point and period.

6.5.3.4. System response times

Date	Response time (minutes)		Initial filter media water content (%)	
	VFS	BFS	VFS	BFS
February 7, 2016	66	- ¹	22	- ³
February 8-9, 2016	91	- ¹	23	- ³
March 9, 2016	96	- ¹	22	- ³
May 9, 2016	202	204	11	- ³
May 10, 2016	57	104	16	- ³
May 18, 2016	80	151	15	- ³
May 30, 2016	- ²	148	23	- ³
June 14, 2016	- ²	286	19	- ³
October 24, 2016	- ²	123	17	- ³
November 9, 2016	- ²	280	20	19
<i>January 9, 2017</i>	<i>708</i>	<i>11</i>	<i>23</i>	<i>22</i>
<i>February 27, 2017</i>	<i>117</i>	<i>115</i>	<i>19</i>	<i>19</i>
<i>March 1, 2017</i>	<i>95</i>	<i>61</i>	<i>21</i>	<i>20</i>
April 30, 2017	41	43	9	18
June 6, 2017	71	87	9	15
June 27, 2017	6	<6	8	13
June 28, 2017	41	83	18	21
July 24, 2017	132	148	12	20
July 25, 2017	30	31	16	22

Tableau 57 : Response times for the vegetative filter strip (VFS) and the biofiltration swale (BFS) for all sampled events. ¹System was not yet constructed, ²No available flow data due to technical problem, ³Water content sensors not yet in place. Events with degraded performance are noted in bold italics.

6.5.3.5. Particle size distributions

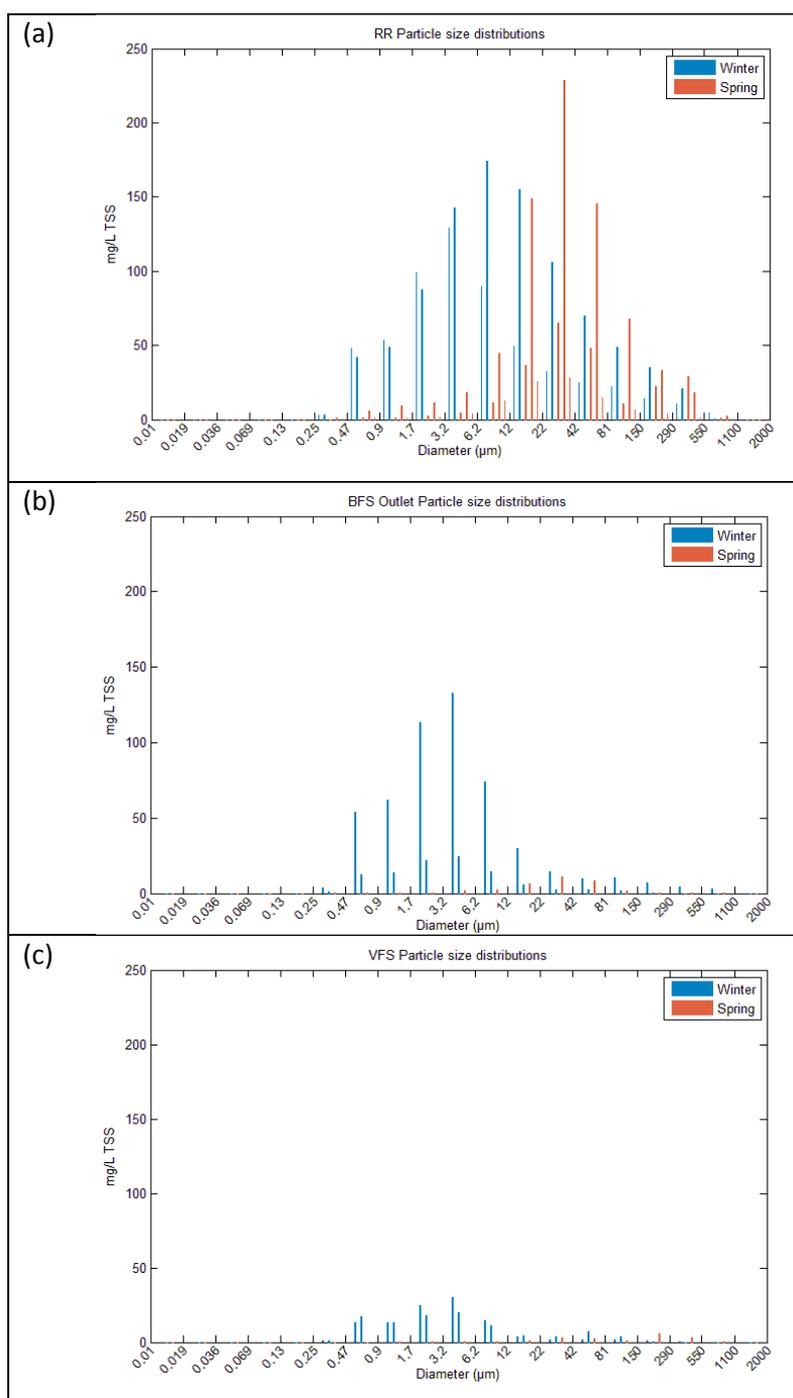


Figure 78 : Total suspended solid particle size distribution in mg/L TSS, assuming (a) road runoff, (b) water drained from the biofiltration swale and (c) water drained from the biofiltration swale.

Date	Particle diameter < 10 µm		Particle diameter > 10 µm	
	VFS	BFS	VFS	BFS
January 9, 2017	77	-5	93	47
March 1, 2017	79	61	94	94
April 30, 2017	95	72	93	87

Tableau 58 : TSS concentration reduction (%) by particle size and event in the vegetative filter strip (VFS) and biofiltration swale (BFS)

6.5.3.6. Particle concentrations in road runoff during normal and degraded performance

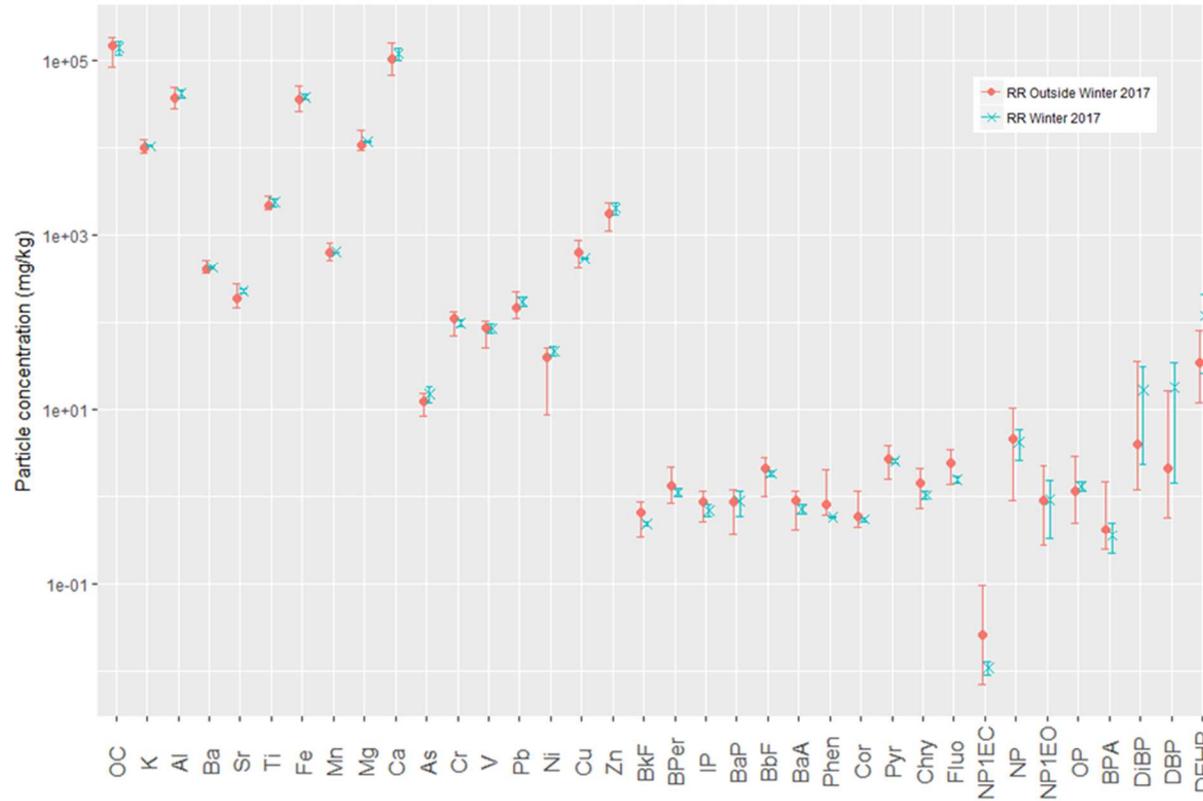


Figure 79 : Particle concentrations in RR during normal performance (outside winter 2017) and during degraded performance in winter 2017. Points represent the median particle concentrations, while error bars represent the Q20 and Q80 ratios during normal performance and the minimal and maximal values for degraded performance.

6.5.3.7. Time series of dissolved concentrations in inlet and outlet water per rain event

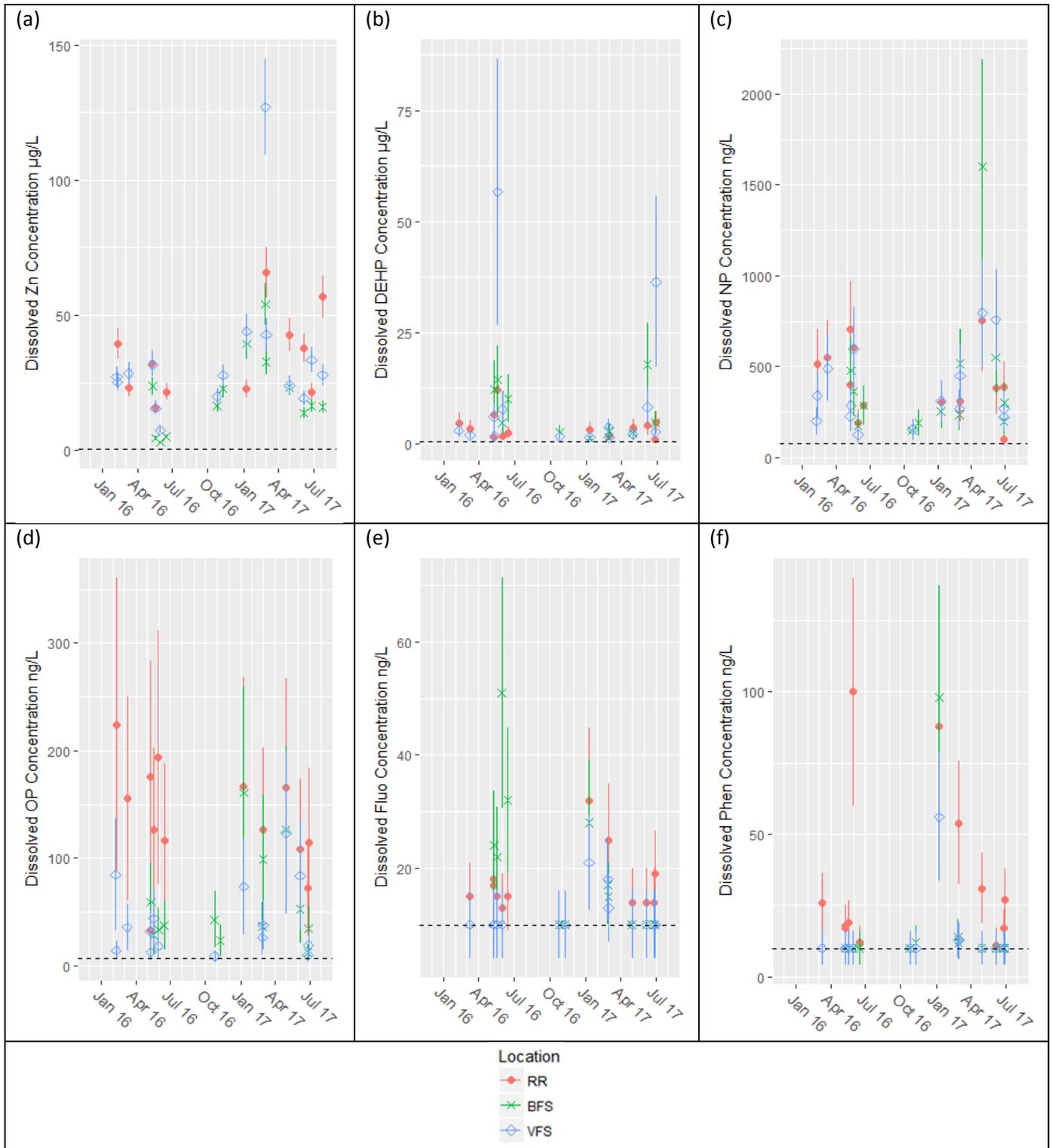


Figure 80 : Time series of observed dissolved concentrations of (a) zinc, (b) bis(2-ethylhexyl) phthalate, (c) nonylphenol, (d) octylphenol, (e) fluoranthene, (f) phenanthrene in road runoff (RR), the biofiltration swale drain (BFS) and the vegetative filter strip drain (VFS)

6.5.3.8. Initial and final soil concentrations observed in the biofiltration swale

	S _{initial} (mg/kg)	S _{min,end} (mg/kg)	S _{max,end} (mg/kg)
Cu	12.6	12.1	15.9
Zn	31.4	34.4	42
DEHP	0.559	<0.352	14.5
DBP	0.598	<0.177	4.13
NP	0.159	0.107	0.491
OP	<0.0067	<0.0067	0.087
BPA	<0.0106	0.0123	0.107
Pyr	0.146	0.032	0.12
Fluo	0.062	0.035	0.131
Phen	0.072	0.025	0.09

Tableau 59 : Soil concentrations in the biofiltration swale (BFS) corresponding to the initial soil sample (S_{initial}), the minimum (S_{min,end}) and maximum (S_{max,end}) among the lowest segment (15-50 cm depth) of 8 composite cores.

6.5.3.9. Residence times in the biofiltration swale

Residence times of water were calculated according to the equation SEq. 1, which assumes the active volume of the biofilter to be equal to its gravitational pore space. Residence times for all events in the BFS are listed in Tableau 60.

$$RT = \frac{V_{\text{filter media}}(\theta_{\text{sat}} - \theta_{\text{fc}})}{Q_{\text{mean,event}}} \quad (\text{Seq. 1})$$

Where RT is the residence time in hours, V_{filter media} is the total volume of the filter media in the VFS, θ_{sat} is the filter media's water content at saturation, θ_{fc} is its water content at field capacity and Q_{mean,event} is the mean flow rate for the sampled event.

Date	BFS Residence Time (h)
February 7, 2016	-
February 8-9, 2016	-
March 9, 2016	-
May 9, 2016	42.4
May 10, 2016	41.6
May 18, 2016	37.2
May 30, 2016	36.2
June 14, 2016	49.5
October 24, 2016	36.1
November 9, 2016	39.2
January 9, 2017	20.4
February 27, 2017	57.5
March 1, 2017	19.4
April 30, 2017	11.6
June 6, 2017	15.1
June 27, 2017	1.9
June 28, 2017	23.5
July 24, 2017	22.1
July 25, 2017	72.4

Tableau 60 : Residence times in the BFS

Fin de l'article

6.6. Principales conclusions de l'article

Les processus déterminant le transport et la rétention de micropolluants particulaires et dissous ont été évalués pour deux ouvrages de biofiltration traitant les eaux de ruissellement de voirie à travers le couplage d'un suivi *in situ* à une caractérisation de matériaux des biofiltres au laboratoire.

Bien que la rétention de particules et polluants particulaires ait généralement été très efficace, pendant une période de deux mois en hiver, trois événements avec une performance dégradée ont été observés. La caractérisation de la composition de particules issues du ruissellement et des eaux traitées montre que les matières en suspension (MES) observées à la sortie des biofiltres étaient un mélange de particules issues de la route et de particules fines du substrat filtrant en période de performance normale. Pendant la période d'efficacité faible, les particules à la sortie ressemblent plus à celles dans le ruissellement. Cela indique qu'une filtration inefficace, et non pas l'érosion des particules, était responsable pour les concentrations élevées en MES observées dans les drains des ouvrages pendant cette période. La mauvaise efficacité de filtration était attribuée à une abondance relative de petites (<10 µm) particules pendant cette période, en combinaison avec la formation d'écoulement préférentiels du fait de la formation de fissures dans le substrat filtrant. Les mécanismes responsables de la faible taille de particules pendant cette période n'ont pas pu être expliqués.

La rétention de polluants dissous a généralement été moins efficace. La phase dissoute de cuivre semble être influencée par la présence de carbone organique dissous, qui modifie probablement sa spéciation chimique. Il a également été démontré que le sédiment routier et le sol contaminé sont susceptibles de lixivier le zinc et le cuivre, ce qui peut mener à une augmentation de concentrations à la sortie sous certaines conditions. La rétention de micropolluants organiques semble être limitée par la contamination du substrat filtrant. Dans le cas des HAP, le substrat filtrant a été contaminé avant son installation. Pour les autres polluants, des phtalates, des alkylphénols et le bisphénol-A, la contamination a eu lieu pendant la première période de fonctionnement de l'ouvrage, du fait des émissions depuis les matériaux de construction.

Chapitre 7: Bilan de masse des polluants

L'évaluation de la capacité épuratoire d'un système de biofiltration à l'échelle événementielle, présentée en Chapitre 5, permet à caractériser les améliorations de la qualité de l'eau qu'on puisse attendre d'un tel et d'identifier la variabilité inter-événementiel de cette performance. Cependant, si l'on souhaite considérer les bénéfices qu'un système peut apporter en termes de protection de la qualité des milieux récepteurs, il est nécessaire d'évaluer sa capacité à réduire le flux polluant à une échelle plus long. De plus, l'interception de polluants par un ouvrage de biofiltration implique un transfert de cette contamination vers le substrat filtrant de l'ouvrage. Une meilleure compréhension du devenir de micropolluants dans ces ouvrages permettrait à mieux appréhender les enjeux de maintenance et de risque (écotoxicologique, sanitaire) associé à la contamination du sol.

Afin de répondre à ces besoins, l'objectif de ce chapitre est de présenter une méthode pour évaluer le bilan de masse de micropolluants dans un ouvrage de biofiltration à l'échelle annuelle, de présenter l'application de cette approche à la noue filtrante de Compans et d'aborder les difficultés méthodologiques associées à l'établissement d'un bilan de masse de ce type dans un contexte de terrain. Il couple les résultats issus de campagnes d'échantillonnage de l'eau, de mesures en continue (de la pluie, de débits et de la turbidité des eaux de ruissellement) et d'une campagne d'échantillonnage de sol avec une approche de modélisation stochastique, permettant à reconstruire les données manquantes et à prendre en compte les incertitudes liées aux mesures expérimentales.

Ce travail est présenté sous forme d'un dernier article scientifique.

- **Article 6 :** *Stochastic method for evaluating the removal, fate and associated uncertainties of micropollutants in stormwater biofilters at an annual scale.* K. Flanagan, P. Branchu, P. Branchu, L. Boudahmane, E. Caupos, D. Demare, S. Deshayes, P. Dubois, M. Kajeiou, L. Meffray, C. Partibane, M. Saad, M. Vitart de Abreu Lima, M.-C. Gromaire. Soumission en cours à Water.
-

Stochastic method for evaluating the removal, fate and associated uncertainties of micropollutants in a stormwater biofilter at an annual scale

Soumission en cours à Water

Kelsey Flanagan^{1,*}, Philippe Branchu², Lila Boudahmane¹, Emilie Caupos¹, Dominique Demare³, Steven Deshayes¹, Philippe Dubois¹, Meriem Kajeiou¹, Laurent Meffray², Chandirane Partibane¹, Mohamed Saad¹, Maria Vitart de Abreu Lima¹, Marie-Christine Gromaire¹

¹LEESU, UMR MA 102, École des Ponts, AgroParisTech, UPEC, UPE, Champs-sur-Marne, 6-8 avenue Blaise Pascal, Cité Descartes, 77455 Marne-la-Vallée Cedex 2, France.

²CEREMA, 12 Rue Léon Teisserenc de Bort, 78190 Trappes, France.

³IFSTTAR, Route de la Bouaye, 44340 Bouguenais, France.

*Corresponding author

Résumé :

Une méthode stochastique pour l'évaluation du bilan de masse *in situ* des micropolluants dans un ouvrage de biofiltration, prenant en compte les flux entrant et sortant et l'évolution de la masse de polluants dans le substrat filtrant à l'échelle annuelle, est proposée afin de caractériser la rétention et le devenir des micropolluants dans le système. Dans le contexte du terrain, ce type de calcul est un défi méthodologique, présentant des difficultés liées à l'estimation de la qualité de l'eau pour les événements pluvieux non-échantillonnés, à la reconstitution de données de débit manquantes ou invalidées et à la prise en compte des incertitudes associées à ces estimations, ainsi qu'aux mesures, à l'échantillonnage et aux analyses de la campagne expérimentale. La méthode est appliquée à une noue filtrante traitant des eaux de voirie pour deux éléments traces métalliques, le Cu et le Zn, et six micropolluants organiques : le pyrène (Pyr), le phénanthrène (Phen), le bisphénol-A (BPA), l'octylphénol (OP), le nonylphénol (NP) et le bis(2-éthylhexyl)phthalate (DEHP). L'abattement du flux polluant estimé variait de 21-65% en fonction des polluants. La dissipation n'a pu être démontrée pour aucun des micropolluants organiques étudiés. Pour plusieurs polluants (BPA, OP, NP et DEHP), l'évolution du stock de polluants dans le sol (ΔM_{sol}) au cours de la période étudiée dépasse de façon significative la masse interceptée par le biofiltre du fait des émissions depuis des matériaux de construction de l'ouvrage. Les incertitudes associées à ΔM_{sol} pour Pyr et Phen étaient tellement élevées qu'aucune conclusion n'était possible vis-à-vis de leur devenir dans le sol. Les conditions nécessaires pour pouvoir établir un bilan de masse *in situ* démontrant une dissipation significative sont discutées ; ces conditions comprennent l'acquisition de données permettant l'évaluation de tous les termes et des incertitudes associées, l'absence de sources supplémentaires de polluants sur le site et une durée d'étude suffisante afin de pouvoir contrôler la propagation des incertitudes.

Abstract:

A stochastic method for evaluating the *in situ* mass balance of micropollutants in a stormwater biofilter, accounting for inlet and outlet loads and the evolution of pollutant mass in the filter media at an annual scale, is proposed in order to characterize the removal and fate of micropollutants in the system. In a field context, this type of calculation presents a number of methodological challenges, associated with estimating water quality for unsampled rain events, reconstituting missing or invalidated flow data, and accounting for significant uncertainties associated with these estimations, as well as with the measurements, sampling and analyses of the experimental campaign. The method is applied to a biofiltration swale treating road runoff for two trace metals, Cu and Zn, and six organic micropollutants: pyrene (Pyr), phenanthrene (Phen), bisphenol-A (BPA), octylphenol (OP), nonylphenol (NP) and bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP). Pollutant loads were shown to be reduced by 21-65%. Dissipation was not demonstrated for any of the organic micropollutants studied. For several pollutants (BPA, OP, NP and DEHP), the change in mass in the soil (ΔM_{soil}) over the study period significantly exceeded the mass intercepted by the biofilter due to emissions from construction materials. Uncertainties in ΔM_{soil} were so high for Pyr and Phen that no conclusions could be made as to their fate in soil. The necessary conditions for establishing an *in situ* mass balance demonstrating dissipation are discussed; these conditions include the

acquisition of data allowing for the calculation of all terms and associated uncertainties, the absence of additional sources of pollutants in the field and a sufficient study duration in order to control the propagation of uncertainties.

Mots clés : Biofiltration, noue filtrante, bande enherbée, ruissellement de voirie, micropolluant, mass balance, devenir

Keywords : Biofiltration, swale, vegetative filter strip, road runoff, micropollutant, bilan de masse, fate

7.1. Introduction

In order to minimize the effects of urbanization on the water cycle and aquatic environments, new paradigms for urban stormwater management have emerged and gained in popularity. Known under the terms low impact development (LID), sustainable drainage systems (SuDS) or water sensitive urban design (WSUD), these approaches advocate managing urban runoff close to the source, often through soil-based, vegetated devices, designed to improve water quality and meet hydrologic objectives while contributing to the urban landscape and biodiversity (Fletcher et al., 2014).

One technique specifically designed for pollution control, referred to as biofiltration or bioretention, consists of a vegetated depression that receives and stores runoff water, which then filters through a filter media made of engineered soil, before being collected by an underdrain or exfiltrated to the surrounding soil (Davis et al., 2009; Roy-Poirier et al., 2010). In these devices, pollutants are expected to undergo various processes including sedimentation, physical filtration, sorption, biodegradation, volatilization and plant uptake (LeFevre et al., 2014).

The effectiveness of a system of this type at managing pollution may be considered on two levels. The first is its ability to reduce pollutant loads at the outlets of the system; this may be achieved by separating pollutants from infiltrating water, often via filtration and/or sorption, or by retaining water containing pollutants in the soil pores. This type of performance, which has been evaluated in field-scale biofiltration systems for a variety of pollutants including total suspended solids (TSS), nutrients, trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) (Davis, 2007; DiBlasi et al., 2009; Dietz and Clausen, 2005; Hatt et al., 2009; Hunt et al., 2006), protects water bodies by limiting the mass of pollutants transported to them. Its evaluation requires knowledge of both concentrations and flows entering and exiting a system over a given period. To fully characterize the performance of such a system, load reductions should ideally be calculated over a period of at least a year, in order to account for inter-event and seasonal variability in both inlet loads and system performance.

Some pollutants, such as organic micropollutants, may be dissipated through natural processes, such as biodegradation, volatilization and photodegradation (LeFevre et al., 2014; Tedoldi et al., 2016). A system's performance may also be evaluated in terms of its ability to dissipate these pollutants, thereby minimizing their overall presence in the environment and their accumulation in the soil, a potentially adverse effect of pollutant retention, which may be associated with toxicity to the ecosystem of the biofilter, compromising its long-term viability, or, if the site is accessible to the public, pose a risk to human health (Tedoldi et al., 2016). The evaluation of this type of performance requires information about the mass of a pollutant

intercepted by and evolution of the mass stored in soil over time. We note that no dissipation is expected for conservative pollutants, such as trace metals.

The potential for dissipation in biofiltration systems has been demonstrated at the laboratory scale for oil and grease (Hong et al., 2006), naphthalene (LeFevre et al., 2012b) and at the mesocosm scale for PAHs (Leroy et al., 2015). These controlled approaches allow for the quantification of mass proportions attributed to various fate processes. However, the behavior in these experiments may not always be representative of that in field systems. For one thing, the complex environment of a field system is difficult to reproduce under controlled conditions. In addition, both the speciation of the laboratory-grade chemicals and the high concentrations applied tend to be quite different from those observed in real runoff, which may lead to higher bioavailability. Field approaches have also demonstrated the occurrence of dissipation by comparing measured soil concentrations to simple load calculations from the literature (LeFevre et al., 2012a) or by comparing pollutants distributions observed in soil to those observed in runoff (DiBlasi et al., 2009).

The establishment of an *in situ* mass balance for a stormwater biofilter, accounting for inlet and outlet loads, as well as pollutant accumulation in the filter media, would allow for an integrated evaluation of both types of efficiency over a given period. While many studies have studied the mass balance of pollutants in stormwater biofilters to characterize load reduction at an event scale (Davis, 2007; DiBlasi et al., 2009; B. E. Hatt et al., 2009; Maniquiz et al., 2012), to the author's knowledge, no previous studies have made a rigorous attempt to establish such a balance over a longer period in order to characterize both the retention and the fate of organic micropollutants. Indeed, such a task involves a number of methodological challenges. For one thing, due to the labor-intensive nature of water quality sampling and analysis, it is not possible to sample all rainfall over a long period; it is therefore necessary to estimate water quality for unsampled events in the studied period. In addition, a number of technical dysfunctions may result in missing or invalid data in continuous measurement series of rainfall, flow or water quality parameters (Johnston, 1999; Sun et al., 2015); in this case, medium- or long-term load estimations require a reconstitution of this data. These reconstitutions, as well the measurements, sampling and analyses of any stormwater monitoring campaign, entail uncertainties, which must be accounted for in order to draw pertinent conclusions (Bertrand-Krajewski et al., 2003). The objective of the present work is to present and test a stochastic method for evaluating such a mass balance, accounting for its uncertainties.

7.2. Methodology

7.2.1. Field Methods

7.2.1.1. Site Description

The study site includes a biofiltration swale (BFS), which drains water from the RD 212, a highway located in Compans, France in the Paris region. The BFS is separated from the road surface by a galvanized steel safety barrier and a thin strip of sloped asphalt, added at the time of construction to guide runoff into the swale. The characteristics of this system, which began operation on March 18, 2016, are described in Tableau 61. It is lined, and water was collected from a drain beneath the filter media at a depth of 50 cm. Its filter media was prepared by

mixing 40% silt loam topsoil with 60% 0-4 mm limestone sand by volume using a rototiller. The mixed filter media included a significant proportion of grains greater than 2 mm ($27 \pm 4.5\%$ relative standard deviation); the fraction below 2 mm had a sandy loam texture. The media was found to be less dense at the surface (1.7 kg/L in the first 5 cm) than at greater depths (1.9 kg/L), with a deviation of as much as $\pm 20\%$ among measurements at the same depth. The system was designed to treat small, frequent rain events. As the terrain had a 1.3% slope parallel to the road, the BFS was divided into three sections with concrete check dams (installed in June 2016, after 3 months of operation) to increase surface storage volume, yielding an average ponding depth of 17 cm.

Untreated road runoff (RR), considered to be representative of the quality of water entering the BFS, was collected from a reference catchment at a nearby section of the same road (Figure 81).

	Biofiltration swale
Filter media texture	Sandy loam
pH _{water}	8.73
Initial organic carbon content (by mass, %)	0.9
Hydraulic conductivity (mm/h)	21
Filter media depth (cm)	50
Ponding depth (cm)	17
Width (perpendicular to road, m)	0.5
Length (parallel to road, m)	32
Surface area ratio ($A_{\text{device}}/A_{\text{catchment}}$, %)	4.5

Tableau 61 : Filter media and geometric properties of the biofiltration swale

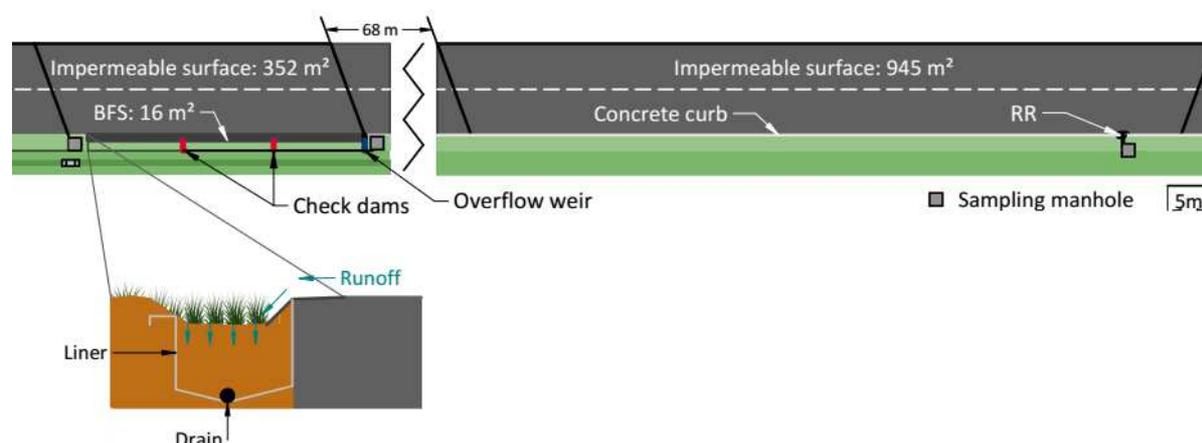


Figure 81 : The Compans experimental site

7.2.1.2. Continuous measurements

Rainfall was measured on site with a tipping bucket rain gauge. RR and BFS drain flow were continuously measured (from November 2015-April 2017 for RR and from April 2016-April 2017 for BFS) using tipping bucket flow meters (17L bucket volume at RR and 1L volume at BFS). The BFS overflow was measured using a V-notch weir beginning in October 2016. Rainfall measurements were validated by comparison with external rain gauges from the Paris

region and comparison with flow measurements. Flow measurements were compared with rainfall for validation and tipping bucket volumes were verified *in-situ*.

RR was also equipped with a multiparameter probe, which continuously measured both electrical conductivity and turbidity in the untreated runoff. Flow-weighted mean turbidity measurements for sampled events were cross-validated with laboratory-measured turbidity and TSS measurements for sampled events. In addition, potentially faulty turbidity measurements were identified using several criteria (minimal turbidity < 0 FNU, maximal turbidity > 800 FNU, changes in turbidity greater than ± 200 FNU/minute, variation of turbidity over an event of less than 200 FNU over a full event or event mean turbidity less than 70 FNU). For events containing at least one of these criteria, turbidity was visualized along with the hydrograph before a decision as to its validation was made.

7.2.1.3. *Water sampling and pretreatment*

Water was collected in proportion to flow volume in order to estimate event mean concentrations. Sampling began in February 2016 for RR and in May 2016 for BFS; a total of 14 and 15 events were sampled, respectively. 11 of these events were sampled simultaneously at both locations, while the remaining events were sampled at only one point due to different starting dates and technical difficulties. Sampling covered all four seasons and a variety of hydrologic conditions (Flanagan et al., submitted).

Water samples were collected within 24h of each rain event and sent to partner laboratories within 24h of collection where they are immediately filtered. Water was analyzed for total suspended solids (TSS), organic carbon, 9 trace metals, 13 major elements, total petroleum hydrocarbons (TPH), 19 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), bisphenol-A (BPA), 7 alkylphenols and 5 phthalates. Each parameter is analyzed in particulate and dissolved phases. The present work focuses on a selection of these pollutants.

7.2.1.4. *Soil sampling and preparation*

A mean sample of filter media was taken from the previously mixed filter media before its installation in the BFS in March 2016 and analyzed for all of the aforementioned parameters.

Soil was sampled in April 2017 according to the method developed by Tedoldi et al. (2017b), which relies on a sampling procedure in two phases. First, the surface of the BFS was sampled using an identical high-resolution grid in each section of the BFS (Figure 2a); each sample was dried, sieved, homogenized and analyzed for Cu, Zn and Pb using portable X-ray fluorescence spectrometry. Resulting soil concentrations were interpolated to establish a cartography of trace metal surface contamination. This cartography was then used to choose 2-3 zones of similar contamination in each section, in which 2-4 cores were collected (Figure 2b). Cores were collected using a stainless steel auger, which was cleaned and rinsed twice with ultrapure water between samples. Each core was divided into three segments: 0-5 cm, 5-15 cm and 15-50 cm. Samples from each depth and each zone were combined to form a composite sample.

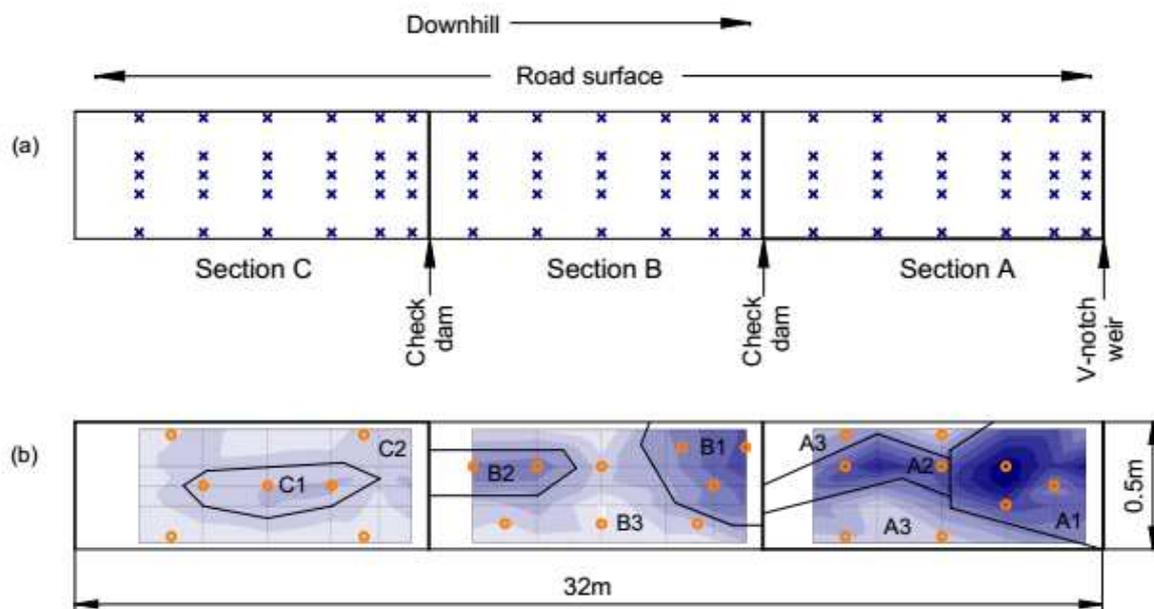


Figure 82: Schematic of (a) surface soil sampling and (b) core sampling the biofiltration swale in Compans. Surface samples were taken at every node of the grid (a), while cores were taken at each orange circle and mixed according to zones (A1, A2,A3, B1, B2,B3 and C1, C2) selected based on the cartography of copper concentrations shown in the background (b). Please note that horizontal and vertical scales are different.

Each composite sample was quartered and separated into subsamples, which were stored and prepared according to the intended analysis. For trace metal analysis, samples were stored in plastic bags, sieved to 2mm and acid digested according to the standard NF X31-147 (total digestion). Samples analyzed for organic micropollutants were stored in gridded, amber glass jars, immediately frozen upon arrival at the laboratory, then freeze-dried, ground and sieved to 2mm before extraction and analysis.

The soil cores were analyzed for organic carbon, 9 trace metals, 13 major elements, total petroleum hydrocarbons (TPH), 19 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), bisphenol-A (BPA), 7 alkylphenols and 5 phthalates. Again, results for a subset of these pollutants are presented here.

7.2.1.5. Analytical methods

The present work focuses on a selection of the studied pollutants, including TSS, two trace metals (Cu and Zn), two PAHs (pyrene – Pyr and phenanthrene – Phen), bisphenol A (BPA), two alkylphenols (octylphenol – OP and nonylphenol – NP) and one phthalate (bis(2-ethylhexyl) phthalate – DEHP). The analytical methods, limits of quantification (LoQ) and analytical uncertainties of these pollutants are summarized in Tableau 62. Analytical methods for all pollutants are detailed elsewhere (Flanagan et al., submitted).

Parameter	Substances and abbreviations	Method	Limit of quantification (LoQ)	Uncertainty
Suspended solids	Total suspended solids (TSS)	Filter : 0.7 µm fiberglass Method : Filtration Standard : NF EN 872	2 mg/L	$\frac{\pm 10}{\sqrt{3}}$
Trace metals	Copper (Cu), Zinc (Zn)	Filter : 0.45 µm cellulose acetate Methods : ICP-MS and ICP-OES Extraction : Total solubilization by HF and HClO ₄ acid digestion, evaporation and resuspension with HNO ₃ (particulate) Standards : NF X31-147 (acid digestion), NF EN ISO 17294 (ICP-MS), NF EN ISO 11885 (ICP-OES)	Dissolved : 0.2 (Cu), 0.3 (Zn) µg/L Particulate : 0.4 (Cu), 1 (Zn) mg/kg	Dissolved : ± 9 (Cu), 14 (Zn) % Particulate : ± 14 (Cu), 13 (Zn) %
PAHs	Phenanthrene (Phe), Pyrene (Pyr)	Filter : 0.7 µm fiberglass Extraction : Liquid-liquid (dissolved), ultrasound solid-liquid (particulate) Method : GC-MS Standard : XP ISO-TS 28581 and NF ISO 28540 (dissolved), XP X33-012 and NF EN 15527 (particulate)	Dissolved : 10 ng/L Particulate : $\frac{20}{M}$ µg/g	SL : 20 ng/L (dissolved), 0.03 µg/g (particulate) Absolute uncertainty between LoQ and SL : ± 6 ng/L (dissolved), 0.006 µg/g (particulate) Relative uncertainty beyond SL : ± 40 (dissolved), 20 (particulate) %
BPA/AP	Bisphenol-A (BPA), Para-nonylphenol (NP), 4-tert-octylphenol (OP)	Filter : 0.7 µm fiberglass Extraction : Solid-phase (dissolved), Microwave (particulate) Method : UPLC-MSMS	Dissolved : 11 (BPA), 79 (NP), 7 (OP) ng/L Particulate : $\frac{2.6}{M}$ (BPA), $\frac{20}{M}$ (NP), $\frac{1.7}{M}$ (OP), µg/g	Dissolved : ± 28 (BPA), 37 (NP), 61 (OP) % Particulate : ± 25 (BPA), 44 (NP), 48 (OP) %
PAE	Bis(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP)	Filter : 0.7 µm fiberglass Extraction : Solid-phase (dissolved), Microwave (particulate) Method : GC-MS	Dissolved : 350 (DEHP) ng/L Particulate : $\frac{88}{M}$ (DEHP) µg/g	Dissolved : ± 53 (DEHP) % Particulate : ± 35 (DEHP) %

Tableau 62 : Summary of employed analytical methods. *M* is the mass of TSS extracted in mg, which varied according to the concentration of TSS in the water sample and the filtered volume. Abbreviations: ICP-OES (inductively coupled plasma optical emission spectroscopy), ICP-MS (inductively coupled plasma mass spectrometry), GC-MS (gas chromatography coupled with mass spectrometry), UPLC-MSMS (ultra performance liquid chromatography with tandem mass spectrometry).

7.2.2. Mass balance and uncertainty calculations

A mass balance was evaluated for the selected pollutants in the BFS according to Eq. 1 over a period of the first 13 months of operation i.e. March 18, 2016 through April 18, 2017. Available experimental data were combined with modeling or interpolation approaches in order to calculate each term, the details of which are described in the following paragraphs. In order to account for uncertainty, a Monte Carlo approach was used, wherein uncertain values used in the calculation of these terms were varied stochastically (see Tableau 67-Tableau 71 in Supplementary Data for lists of all stochastically varied parameters and distributions used). All calculations were repeated 10,000 times.

$$M_{in,RR} + M_{soil,initial} = M_{out,drain} + M_{out,over} + M_{soil,final} + \Delta M \quad (Eq. 1)$$

Where $M_{in,RR}$ is the pollutant load from road runoff, $M_{soil,initial}$ is the mass of pollutant present in the soil at the beginning of the period, $M_{out,drain}$ is the pollutant load in the outflow from the drain, $M_{out,over}$ is the pollutant load in the system overflow, $M_{soil,final}$ is the mass of pollutant in the soil at the end of the period and ΔM is the difference in the characterized masses – a positive ΔM indicates that some dissipation of a pollutant has occurred and a negative ΔM corresponds to a pollutant for which an additional source is present.

It is to be noted that this formulation of the mass balance assumes that runoff water is the only pertinent source of pollution, neglecting other potential sources of pollution, including direct atmospheric deposition. The validity of this assumption will be evaluated in the discussion section.

Terms of the mass balance were used to calculate the efficiency of the system at intercepting pollutant loads (E_{int} , Eq. 2).

$$E_{int} = 1 - \frac{M_{out,drain} + M_{out,over}}{M_{in,RR}} \quad (Eq. 2)$$

Where E_{int} is the percent mass of pollutant retained by the system, $M_{out,drain}$ is pollutant load in the outflow from the drain, $M_{out,over}$ is the pollutant load in the system overflow and $M_{in,RR}$ is the pollutant load from road runoff.

7.2.2.1. Loads associated with water flows

The overall loads associated with each water flow term ($M_{in,RR}$, $M_{out,drain}$ and $M_{out,over}$) were evaluated by summing the loads associated with each rain event (Eq. 3).

$$M = \sum V_{ev} C_{ev} \quad (Eq. 3)$$

Where M is the load over the full period, V_{ev} is the flow volume for a given event and C_{ev} is the event mean concentration for the event.

The methods used for determining the volume and concentration associated with each event for the different flow terms are summarized by the Figure 3 and described below.

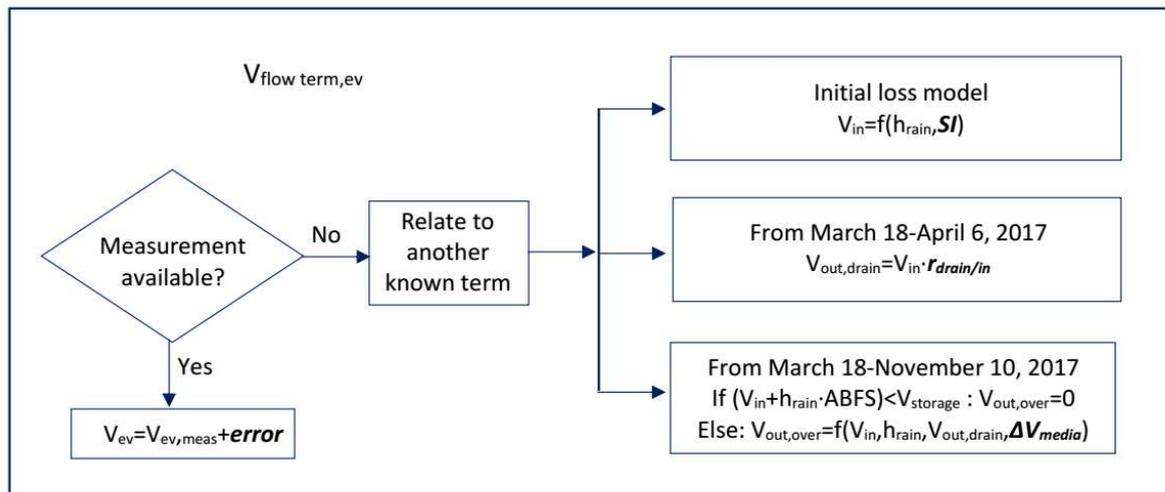


Figure 83 : Method for evaluating flow volumes in and out of the biofilter

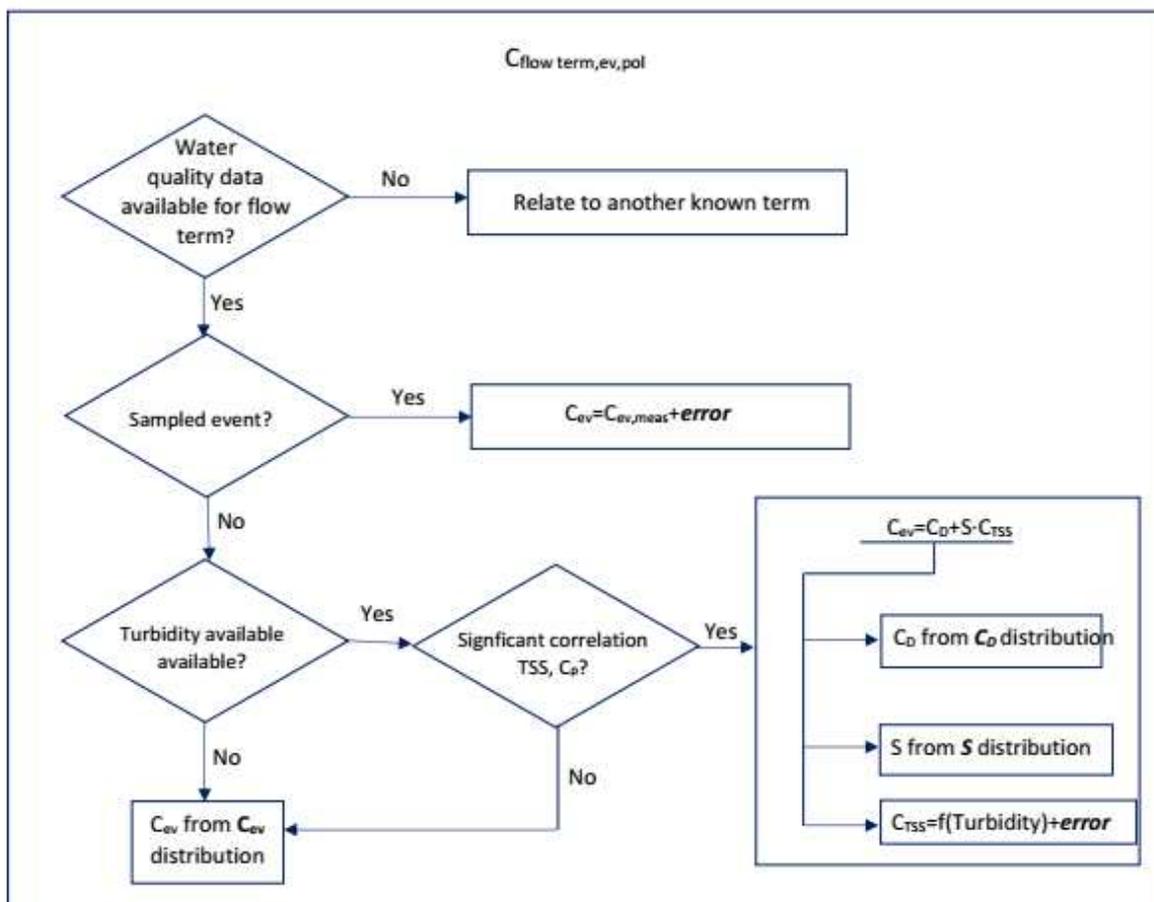


Figure 84 : Method for evaluating concentrations associated with each flow term

7.2.2.1.1. Separation of rain events

In order to calculate pollutant mass according to Eq. 4, it is necessary to separate continuous rain and flow series into distinct events of rainfall and the flow associated. This separation is somewhat subjective and requires the establishment of criteria defining the beginning and end of events. Events were defined as beginning with the first recorded rainfall at an on-site rain gauge with a resolution of 0.2 mm. A minimal period of 60 minutes (the average time required for flow to begin in the BFS drain following the beginning of rainfall) was defined as separating two events. The event was considered to be finished when no rainfall was recorded over this hour and the outflow from the BFS drain was equal to at most 0.5% of the recorded volume since the beginning of the event. It was not possible to wait for flow to stop entirely in the BFS drain to define the end of events, as flow continued at low rates for many hours following the end of rainfall. The fraction of 0.5% was chosen, following a sensitivity analysis, as a compromise which attributed most BFS drain flow to events (91%) without creating excessively long events. In order to ensure that BFS drain volume for the full period was correct, the series was multiplied by the inverse of the fraction counted within events ($\times 1.1$).

7.2.2.1.2. $M_{in,RR}$

Comparison of rainfall with runoff volumes at the RR showed a highly variable runoff coefficient, often exceeding one, indicating that it sometimes collected water from parts of the road surface not included in its theoretical catchment. This data was thus judged not to be

representative of flows entering the BFS, nor sufficiently reliable to calibrate a model. They were only used to evaluate event mean turbidity concentrations.

Therefore, for each event, the inflow volume (V_{in}) was evaluated using a simple initial loss reservoir model (Sage, 2016), with a depth SI, that empties by evaporation and generates runoff by overflow. It was applied to the impermeable road surface catchment using on-site rain data and local evapotranspiration measurements from Météo France. As the initial losses could not be calibrated, its depth SI was varied stochastically between 0.4 and 1 mm, values typical of a new road surface such as that in Compans (Hollis and Ovenden, 1988; Ramier et al., 2011).

For sampled events, which covered 124 mm of the 610 mm of rainfall in the 13 month period considered, measured total concentrations were applied, varying analytical errors stochastically, assuming normal distributions (Tableau 68, Supplementary Data).

Concentrations for events outside of these periods were estimated using a stochastic method developed by Hannouche et al. (2017), which makes use of continuous turbidity measurements in order to minimize uncertainty associated with the stochastic approach. A linear regression was established between TSS measurements from sampled events and corresponding volume-weighted event mean turbidities calculated from continuous measurements (Figure S1, Supplementary Data). When valid turbidity measurements were available, a TSS concentration was calculated from the volume-weighted event mean turbidity, including a randomly selected error assuming a normal distribution of residuals from the regression (Tableau 67, Supplementary Data). As it is likely that this relationship is no longer linear for very small turbidity values, when turbidity was below the lowest event mean turbidity (50 FNU) measured for sampled events, TSS values were selected in a uniform distribution between zero and 70 mg/L (the corresponding lowest event mean TSS concentration). For pollutants for which particulate concentrations in water are correlated with TSS ($P < 0.05$ according to the non-parametric Spearman test, a hypothesis which was retained for all pollutants except NP), total concentrations were estimated according to Eq. 4. When valid turbidity data was unavailable or when particulate concentrations in water did not correlate with TSS concentrations, C_{ev} was directly sampled from the pollutant's total concentration distribution.

$$C_{ev} = C_{D,ev} + S_{P,ev} C_{TSS,ev} \quad (Eq\ 4)$$

Where C_{ev} is the estimated event mean concentration, C_D is a randomly sampled value in the pollutant's dissolved concentration distribution, S_p is a randomly sampled value in the pollutant's solid particulate concentration distribution and C_{TSS} is the TSS concentration estimated from the turbidity measurement.

As pollutant concentrations in stormwater tend to follow log-normal distributions (Van Buren et al., 1997), experimental measurements of C_{ev} , C_D and S_P were first tested for log-normality by a Shapiro-Wilk test on log transforms using a limit of $P < 0.05$. If the hypothesis of log-normality was rejected, the data set was tested for normality. The hypothesis of log-normality was only rejected for dissolved concentrations of OP, for which the hypothesis of normality was not rejected. The distributions employed for each pollutant are described in Tableau 69 in Supplementary Data.

An additional source of uncertainty related to inlet mass calculation is the representativity of water samples. This uncertainty is associated with both the efficiency of sampling (whether the event mean sample accounts for the full event) and with sampling from a reference catchment rather than sampling the real inlet water. As it is difficult to quantify the effects of this latter uncertainty, which is likely dominant, these sources of uncertainty were not accounted for. As such uncertainties associated with inlet mass calculations may be slightly underestimated.

7.2.2.1.3. $M_{\text{out,drain}}$

As with RR, concentrations were measured in the BFS drain for some events; in this case, the sampled events represented 145 mm out of the 610 mm of rainfall over the studied period. Again, measured concentrations were used where possible, stochastically accounting for analytical uncertainty. When either the dissolved or particulate concentrations were below the LoQ, the concentration in the given phase was selected in a uniform distribution between 0 and the LoQ and the total concentration was calculated as the sum of total and dissolved concentrations.

At this location, turbidity was not measured continuously as the particulate fraction of pollutants was expected to be less significant. Therefore, for most pollutants, outlet concentrations were randomly sampled within the log-normal ($P < 0.05$) total outlet concentration distributions (Tableau 70, Supplementary Data).

A different approach was used for Phen and Pyr, which were frequently found to be below the limit of quantification (LoQ) in the dissolved and/or particulate phases. In this case, particulate concentrations were treated separately from dissolved concentrations. For each event, a choice as to whether a concentration was below the LoQ was made randomly, assuming the probability of a dissolved or particulate concentration being beneath the LoQ to be equal to the proportion of samples with measurements below the LoQ for the parameter. If the parameter was chosen to be below the LoQ for a given event in a given phase, its concentration was selected between zero and the LoQ. Otherwise, its concentration in the given phase was selected from the distribution of measurements above the LoQ. A log-normal distribution was used in the particulate phase for both pollutants and for the dissolved phase of Pyr; as Phen was only measured in the dissolved phase in 4 samples, a uniform distribution was used (Tableau 70, Supplementary Data). The total concentration is taken to be the sum of the dissolved and particulate phase concentrations.

For most of the period, drain outlet volumes were evaluated using continuous flow measurements; the only source of uncertainty was that associated with this measurement, which was assumed to be normally distributed. However, data was not available between the beginning of operation of the BFS (March 18, 2016) and the installation of the flow meter (April 6, 2016). Outflow volumes for this period were reconstructed by multiplying the event input volume by a randomly selected value from the log-normal (Shapiro-Wilk $P < 0.05$) distribution of the ratio of drained volume to input volume (runoff and direct rainfall) from the period with available measurements before the installation of the check dams.

7.2.2.1.4. $M_{\text{out,over}}$

Concentrations in the system overflow were not measured experimentally. It was therefore assumed that overflow concentrations for each event were related to the corresponding inflow concentrations according to the Eq. 5, which assumes that the BFS acts as a well-mixed

reservoir over the event duration, that the rainfall itself is not a source of pollutant mass and that no sedimentation or erosion occurs. As sedimentation may occur in a system of this type, this hypothesis likely leads to an overestimation of overflow mass, the effects of which will be discussed later.

$$C_{over,ev} = \frac{C_{in,RR,ev}V_{RR,ev}}{V_{RR,ev} + h_{rain,ev}A_{BFS}} \quad (Eq. 5)$$

Where $C_{over,ev}$ is the total pollutant concentration for a given event and $C_{in,RR,ev}$, $V_{RR,ev}$ and $h_{rain,ev}$ are the total concentration in road runoff, the volume of road runoff and the rainfall depth associated with the same event, respectively and A_{BFS} is the biofiltration swale surface area.

Experimental measurements of overflow were available from November 2016-April 2017. For this period, uncertainty in the overflow volume was considered to be due to the uncertainty in the measurement of water depth at the V-notch weir. An error in this depth was selected randomly assuming its relative error to be normally distributed, and then used to calculate a volume error (Tableau 67, Supplementary Data).

Overflow for the period from March-November 2016 had to be estimated. To do so, the event inflow volume ($V_{RR,ev} + h_{rain,ev}A_{BFS}$) was compared to the storage volume available at the surface of the BFS. When the event volume was smaller than the storage volume, V_{over} was assumed to be null. When this was not the case, V_{over} was calculated according to Eq. 6. This model was validated for the period during which overflow data was available. The measured overflow volumes were within the predicted range for 134 of the 139 events for which data was available.

$$V_{over,ev} = V_{RR,ev} + h_{rain,ev}A_{BFS} - V_{drain,ev} - \Delta V_{media,ev} \quad (Eq. 6)$$

Where $V_{over,ev}$ is the volume of overflow, $V_{RR,ev}$ is the volume of RR, $h_{rain,ev}$ is the total rainfall depth, A_{BFS} is the biofiltration swale surface area, $V_{drain,ev}$ is the drain outflow volume and $\Delta V_{media,ev}$ is the evolution in the water stored in the filter media. For each event, $\Delta V_{media,ev}$ was randomly selected in a uniform distribution between 0 and field capacity of the full BFS.

7.2.2.2. Calculation of mass stored in soil

Masses stored in soil were calculated according to Eq. 7. Pollutant analyses were carried out on the fraction <2 mm and the filter media contained a non-negligible fraction of >2 mm particles, which were included in bulk density measurements but unlikely to contain as many pollutants as smaller particles due to their mineral character and low surface area. The mass of soil was therefore corrected by this factor. As the hypothesis of normality was not rejected for this fraction, its value was selected from a normal distribution for each sample (Tableau 71, Supplementary Data).

$$M_{soil} = S_{soil}V_{soil}\rho_{soil}f_{soil,<2mm} \quad (Eq. 7)$$

Where M_{soil} is the mass of pollutant stored in the soil, S_{soil} is the concentration of the pollutant in the <2mm fraction, V_{soil} is the volume of soil in the BFS or portion of BFS considered, ρ_{soil} is the bulk density of the filter media, and f_{soil} is the mass fraction of the soil with particles less than 2mm.

The variation over the 13 month period of the mass of each pollutant pol stored in soil was calculated according to Eq. 7 according to the logic described in the Figure 4.

$$M_{soil,pol,final} - M_{soil,pol,initial} = \sum_{i=1}^8 \sum_{j=1}^3 \left(S_{soil,pol,i,j} - S_{soil,pol,init,i,j} \right) \cdot V_{soil,i,j} \cdot \rho_{soil,i,j} \cdot f_{soil,<2mm,i,j} \quad (Eq. 7)$$

Where the volume of the soil is divided into 24 different sub-volumes corresponding to $i=8$ zones (2 to 3 zones in each of the 3 BFS sections) and $j=3$ depth layers (0-5 cm, 5-15 cm, 15-50 cm), $S_{soil,pol,i,j}$ is the final concentration of the pollutant pol in the <2mm fraction attributed to zone i and depth j , $S_{soil,pol,init,i}$ is the initial concentration of the pollutant pol in the <2mm fraction attributed to zone i and depth j , $V_{soil,i,j}$ is the volume of soil in the sub-volume i,j of the BFS, $\rho_{soil,i,j}$ is the bulk density of the filter media, and $f_{soil,<2mm,i,j}$ is the mass fraction of the soil with particles less than 2mm.

Pollutant analyses were carried out on the fraction <2 mm and the filter media contained a non-negligible fraction of >2 mm particles, which were included in bulk density measurements but unlikely to contain as many pollutants as smaller particles due to their mineral character and low surface area. The mass of soil was therefore corrected by this factor. As the hypothesis of normality was not rejected for this fraction, its value was selected from a normal distribution for each sample (Tableau 71, Supplementary Data).

Definition of soil volume, soil density and final concentration for each BFS sub-volume i,j

7.2.2.2.1. Definition of soil volume, soil density and final concentration for each BFS sub-volume i,j

The BFS sub-volumes i,j were defined according to the soil sampling strategy applied in April 2017.

As previously mentioned, at the end of the study, the filter media was sampled by first characterizing surface contamination and defining 2-3 zones of similar surface contamination (from a most contaminated to lesser contaminated zone) in each of the three BFS sections separated by check dams, (Figure 2). A composite core was then sampled for each zone i , and separated in 3 depth layers j .

The properties (final concentration of each pollutant $S_{soil,pol,i,j}$; density $\rho_{soil,i,j}$) measured in the sample i,j were attributed to the corresponding sub-volume of soil $V_{soil,i,j}$ defined in Eq 8.

$$V_{soil,i,j} = f_i V_{section} \frac{h_j}{h_{core}} \quad (Eq. 8)$$

Where $V_{soil,i,j}$ is the sub-volume assigned to sample i,j in the soil pollutant mass calculation, $V_{section}$ is the volume of soil in the section, f_i is the fraction of the surface area of the section applied to zone i , h_j is the soil depth of the layer j of the core and h_{core} is the soil depth of the core, equal to the depth of the biofilter's filter media.

This sampling strategy relies on the hypothesis that surface contamination from metals is correlated with contamination from each pollutants at greater depths. For each section,

pollutant and depth, this hypothesis was evaluated by comparing the ranks of surface concentrations with the ranks of composite core concentrations for the same zone. Figure 5 demonstrates the distribution of a pollutant for which the zones were often representative (Cu) and a pollutant for which the zones were not representative (BPA).

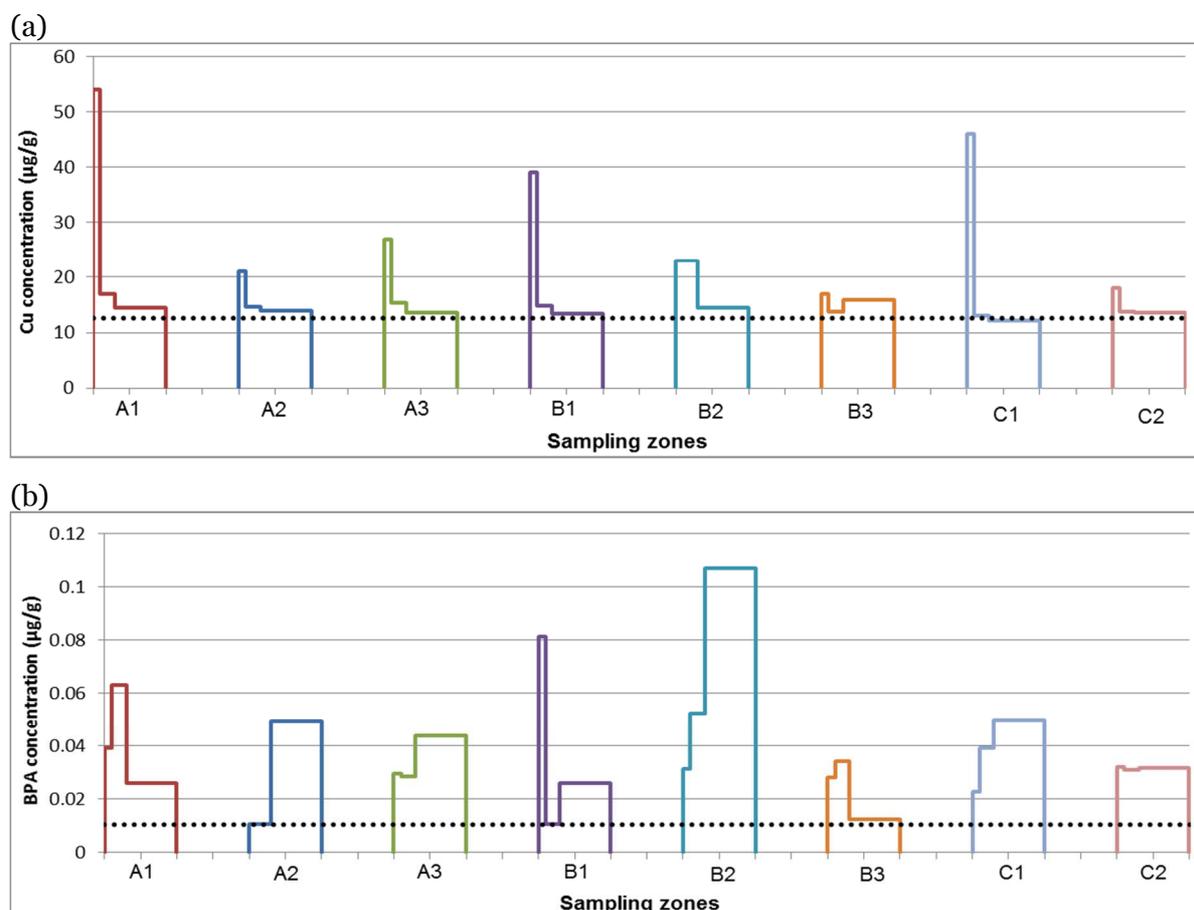


Figure 85 : Concentrations of (a) copper and (b) bisphenol-A (BPA) measured in composite cores of each sampling zone. Within each zone, concentrations from cores taken at depths of 0-5cm, 5-15cm and 15-50cm are represented to scale from left to right. The dotted line represents the concentration measured in the initial soil sample.

The method for selecting assigning a volume for each sample is described in Figure 6. When ranks between surface contamination and composite core contamination were identical, f_j was assumed to be equal to the proportion of the section surface area covered by the zone. In this case, uncertainty due to the subjectivity of identifying the boundaries of each zone was accounted for by randomly selecting an error for each zone's surface area in a uniform distribution between $\pm 10\%$ of the total section surface area, such that the sum of zone areas in each section remained constant (Tableau 71, Supplementary Data).

When the ranks of concentrations at a given depth were not the same as those at the surface, the zones were assumed not to be representative of the distribution of contamination. Therefore, the composite cores were treated as random samples, each equally representative of the entire surface in the section. In this case, f_i was selected in a uniform distribution between 0 and 1, such that the sum of fractions for each zone were equal to 1.

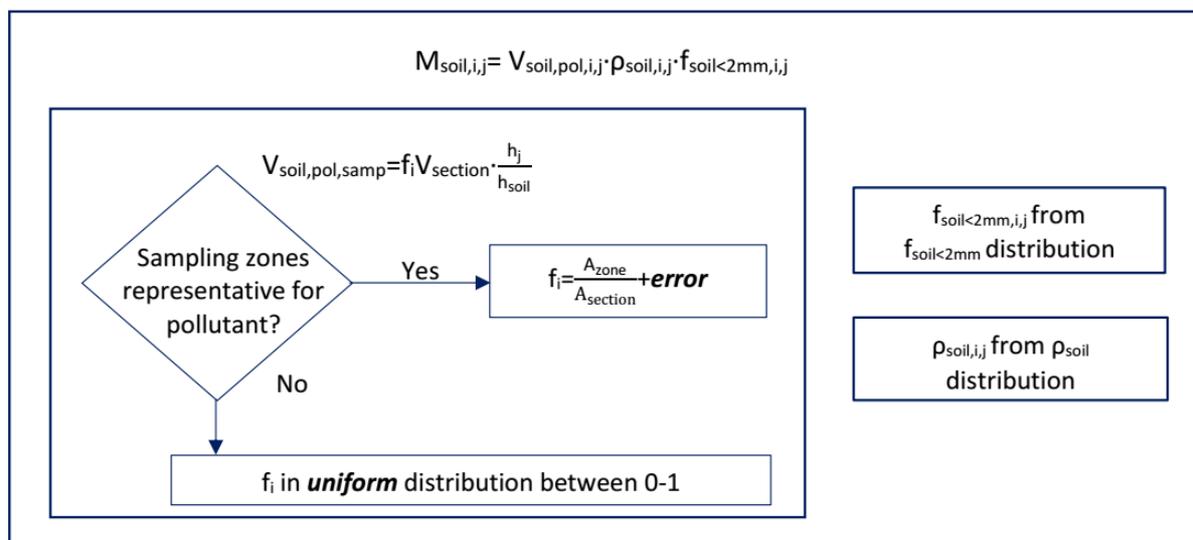


Figure 86 : Method for selecting soil mass associated with each sample

For each $V_{soil,i,j}$ thus defined, a density was selected using mean densities for each depth, choosing an error within a uniform distribution of $\pm 20\%$, as the hypothesis of a normal or log-normal density distribution was rejected.

7.2.2.2.2. Definition of $S_{soil,init,i,j}$

The initial concentration of each pollutant in the soil was estimated by analyzing all pollutants in a sample of filter media taken before its installation in the BFS. In the mass balance calculation, an analytical error in the initial concentration of each pollutant was randomly selected for each iteration. When initial concentrations were below the LoQ, initial concentrations were randomly selected in a uniform distribution between 0 and the LoQ.

An additional source of uncertainty is the representativeness of the initial filter media sample for each portion of the BFS due to imperfect mixing of the initial filter media. As the filter media in this system is composed of topsoil with low calcium content (0.3%) and lime sand containing 38% calcium, calcium may be considered to be a tracer of the sand, which can be used to evaluate the heterogeneity of the filter media. Calcium content varied by a relative standard deviation of 13.8%, indicating an imperfect homogenization of the two materials during media fabrication (see Figure S3 in Supplementary Data for the calcium distribution). Therefore, a factor of variability f_{var} , equal to the variability of calcium in the media cores sampled in the BFS, was applied to the initial concentration of each pollutant in order to estimate the uncertainty in the initial pollutant mass due to the variability in the filter media's composition. As the hypothesis of the normality of the calcium content distribution was not rejected, this factor was randomly selected in a normal distribution with the relative standard deviation of calcium measured in all soil samples.

A different factor of variability was applied to each sub-volume i,j of the BFS (Figure 7).

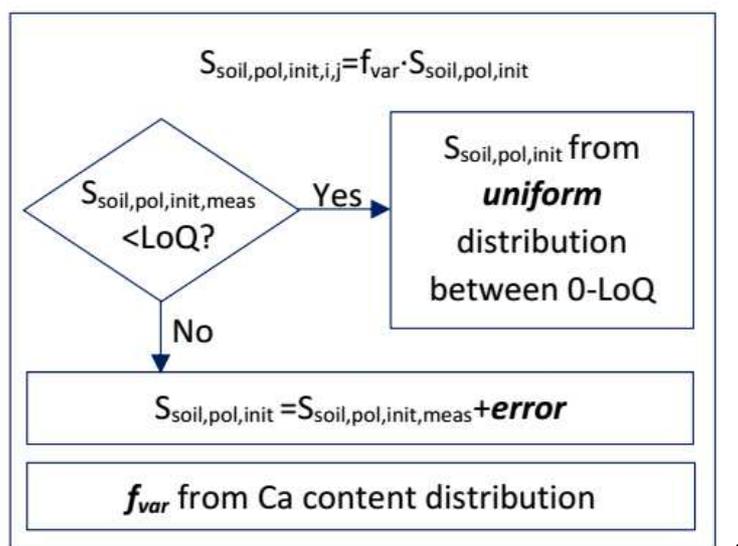


Figure 87 : Method for estimating initial soil concentration

7.3. Results

7.3.1. Micropollutant loads in road runoff

The calculated micropollutant loads in untreated road runoff are summarized in Tableau 63. The median annual Cu load per road surface area (851 g/ha/year) is high compared to most values issued from a review of annual traffic area runoff loads (median 355, with values ranging from 34-3780 g/ha/year), while that of Zn (2360 g/ha/year) is slightly below the median (2600 g/ha/year) issued from the same data set (Huber and Helmreich, 2016).

Annual NP and DEHP loads (7.86 and 77.1 g/ha/year, respectively) are lower than those of 22 and 350 g/ha/year, respectively, calculated for a highway with much higher daily traffic by Björklund et al. (2009). This may be due to traffic differences as well as to a decrease in the use of these compounds following their identification as priority pollutants by the European Union (EC, 2013). Both NP and OP (2.15 g/ha/year) annual loads exceed those evaluated for runoff from a residential urban catchment (1.9 and 0.12 g/ha/year, respectively) (Bressy et al., 2012). The BPA load evaluated per active surface and mm of rainfall (4.9 mg/act.ha/mm) is similar to values calculated by Hannouche et al. (2017) for runoff from three different urban catchments in separate storm sewers (4.2-5.9 mg/act.ha/mm), while those of NP and especially OP (18.5 and 5.1 mg/act.ha/mm, respectively) exceed corresponding loads from the same study (12-13 and 0.87-1.0 mg/act.ha/mm). These results are coherent with previous research which has shown tires to be a major source of OP and several automobile components to be sources of NP (Lamprea et al., 2017).

Distributions of calculated loads are slightly skewed to the right, with confidence intervals reaching between 13-22% in the negative direction and to 17-42% in the positive direction. Uncertainties in water volume calculations account for about 4% in the negative direction and 6% in the positive direction, indicating that pollutant concentration estimations are the main source of uncertainty. The DEHP load has the highest relative uncertainty, followed by Phen, Pyr, Zn, NP, OP, Cu and BPA.

Pollutant	M_{in} over full period (g)	M_{in} (g/ha/year)	M_{in} (mg/ act.ha/mm)
TSS	$4.5 \cdot 10^4$ ($3.9 \cdot 10^4$, $6.0 \cdot 10^4$)	$1.1 \cdot 10^6$ ($9.6 \cdot 10^5$, $1.5 \cdot 10^6$)	$2.7 \cdot 10^6$ ($2.3 \cdot 10^6$, $3.5 \cdot 10^6$)
OC	$7.3 \cdot 10^3$ ($6.3 \cdot 10^3$, $9.0 \cdot 10^3$)	$1.9 \cdot 10^5$ ($1.7 \cdot 10^5$, $2.4 \cdot 10^5$)	$4.5 \cdot 10^5$ ($4.0 \cdot 10^5$, $5.5 \cdot 10^5$)
Cu	32.5 (28.2, 39.9)	851 (737, 1050)	2010 (1770, 2420)
Zn	90.1 (76.0, 118)	2360 (1990, 3080)	5560 (4770, 7140)
Pyr	0.124 (0.106, 0.160)	3.26 (2.77, 4.19)	7.71 (6.61, 10.0)
Phen	0.0440 (0.0367, 0.0588)	1.15 (0.96, 1.54)	2.71 (2.29, 3.58)
BPA	0.0796 (0.0690, 0.939)	2.08 (1.81, 2.46)	4.91 (4.33, 5.71)
OP	0.0820 (0.0694, 0.0981)	2.15 (1.82, 2.57)	5.07 (4.35, 6.06)
NP	0.300 (0.257, 0.361)	7.86 (6.72, 9.45)	18.5 (16.0, 22.1)
DEHP	2.94 (2.30, 4.21)	77.1 (60.3, 110.2)	182 (144, 258)

Tableau 63 : Summary of pollutant loads in road runoff, median and 95% confidence interval.

7.3.2. Micropollutant load reduction

Median pollutant load reductions evaluated for the BFS system varied between 21-60% depending on the pollutant (Tableau 64). Load reductions in biofiltration systems are typically higher than concentration reductions due to water volume reduction (Davis, 2007). In this case, however, load reductions tend to be lower than median concentration reductions, which are summarized in Tableau 64 and have been reported in detail elsewhere (Flanagan et al., submitted).

The main reason for this is that even though about 20% (15-23%, 95% confidence interval) of runoff is dissipated by the system (likely due to evaporation/evapotranspiration), around 38% (34-40%) overflows. This high proportion of overflow volume indicates that water quality performance could be improved by increasing the system's water treatment capacity, either by increasing its surface storage volume or by increasing the rate of treatment by increasing its surface area. We note that the studied system was retrofitted to an existing infrastructure and its surface storage volume was limited by geometric constraints. As the calculation assumes that the only improvement to overflowed water quality is due to its dilution by rain falling directly on the BFS, the overflow mass accounts for between 27-35% of input mass. As some sedimentation is likely to occur in the BFS before overflow, this term may be overestimated, leading to an underestimation of load efficiency and intercepted mass.

The lowest overflow proportions are observed for TSS; this is likely due to the fact that RR turbidity, and therefore calculated TSS, tended to be lower for the high-volume events generating overflow, particularly during one extended rainy period in May 2016 when the stock of mobilizable particles on the road surface seems to have been depleted. In addition, overflow was particularly high during this period as the check dams had not yet been installed. The highest overflow proportions are observed for pollutants that were less strongly associated with the particulate phase (BPA and OP) and for NP, for which turbidity was not used to estimate unmeasured concentrations as its particulate concentrations were not found to be correlated with TSS. This may be indicative of a bias in the calculation. Indeed, for sampled events during this period, dissolved pollutants were also observed at low concentrations; however, without a relationship to a continuous water quality measurement, concentrations of unsampled events were selected randomly from the total concentration distribution.

In addition, outlet loads from the drain account for between 6.7 and 51% of inlet loads to the BFS, depending on pollutants. For example, drained TSS accounts for 13% (9.1-16%, 95% confidence interval) of inlet TSS. At first glance, this value appears high, given that only 43%

(40-49%) of runoff was drained from the BFS and the median TSS concentration reduction was found to be 92%. Indeed, event pollutant load reductions would be higher for events with high concentration reductions; however, higher outlet TSS concentrations, corresponding to lower concentration reductions, were observed for some events during a winter period. This inter-event variability in outlet water quality is responsible for the lower load reduction over the full period than those that may be observed for most events. Poor performance were observed for all pollutants during some events in the winter period and/or during the beginning of operation (see E_c values in Tableau 64). As these values are accounted for in the outlet pollutant concentration distributions used to estimate loads, the over or underrepresentation of events with poor performance in the sampled events could be a source of bias in pollutant load calculations. Continuous monitoring of drained water turbidity would be one method for reducing this potential bias, at least for pollutants found to be mainly present in the particulate phase.

Parameter	E_{int} (%)	$M_{out,over}/M_{in}$ (%)	$M_{out,drain}/M_{in}$ (%)	E_c (%) ¹
Volume	20 (15, 23)	38 (34, 40)	43 (40,49)	-
TSS	60 (50, 66)	27 (21, 40)	13 (9.1, 16)	92 (27, 95)
OC	50 (42, 57)	29 (23, 38)	20 (15, 27)	70 (25, 77)
Cu	56 (47, 62)	30 (24, 39)	14 (10, 20)	76 (29, 92)
Zn	58 (45, 66)	29 (22, 41)	13 (8.2, 24)	89 (35, 97)
Pyr	65 (54, 72)	28 (21, 39)	6.7 (4.4, 13)	94 (49, 95)
Phen	63 (52, 70)	30 (23, 42)	6.7 (4.5, 11)	92 (43, 95)
BPA	39 (32, 45)	35 (29, 41)	26 (21, 33)	57 (-57, 79)
OP	46 (34, 54)	33 (27, 40)	20 (14, 33)	76 (-77, 93)
NP	30 (8.5, 41)	35 (29, 42)	35 (24, 57)	56 (-214, 71)
DEHP	21 (-3.7, 38)	27 (19, 42)	51 (33, 77)	9 (-128, 32)

Tableau 64 : Summary of water volume and pollutant mass reduction E_{int} , proportions of inlet volume and loads accounted for in overflow ($M_{out,over}/M_{in}$) and in drained water ($M_{out,drain}/M_{in}$) and event mean concentration reductions (E_c , 1see Flanagan et al. (submitted) for more details), median and 95% confidence interval.

7.3.3. Integrated water and filter media mass balance

All mass terms associated with water fluxes (M_{in} , $M_{out,drain}$ and $M_{out,over}$) and soil ($M_{soil,initial}$ and $M_{soil,final}$) are presented in Figure 6. Median values along with the 95% confidence interval are also provided numerically in Supplementary Data, Tableau 72. A first observation may be that the soil mass terms, even at the beginning of the study, are much greater than the load terms for Cu, Zn, Phen, Pyr and NP. An important implication of this fact is that the absolute uncertainties in calculated soil masses are large compared to the load terms, sometimes even exceeding the loads entering the system. This may limit the possible interpretations of the mass balance and will be discussed in detail later.

It can also be observed that relative uncertainties in the soil mass balance terms are highly variable between different pollutants. The highest relative uncertainties are observed for pollutants with concentrations in the initial filter media below the LoQ (BPA, OP and DEHP), for which the confidence interval extended [-65,67%], [-66,68%] and [-47, 49%] from the medians, respectively. However, as the initial masses of these pollutants were low, associated absolute uncertainties are small compared to other pollutants. Beyond this, relative initial mass uncertainties increased with increasing analytical uncertainties from as little as [-12, 14%] for copper to [-34, 36%] for NP. This uncertainty is likely slightly underestimated due to the uncertainty of the representativity of event mean water samples and the use of a reference catchment which have not been accounted for.

Relative uncertainties in the final soil mass vary between pollutants due not only to analytical uncertainty, but also to the distribution of each pollutant throughout the filter media (Figure 5, Figures S4-S9 and discussion in Supplementary Data) compared to that of trace metals at the surface, which determined the algorithm used for evaluating $M_{\text{soil,final}}$. As the distribution of all organic micropollutants often differed from that of trace metals at the surface, the second method, which involves more uncertainty, was frequently employed. Cu and Zn have the lowest relative uncertainties in final mass concentration [-8, 9%], while the highest are observed for OP and DEHP [-41, 74%] and [-43, 68%].

As previously discussed, M_{in} exceeds the sum of $M_{\text{out,drain}}$ and $M_{\text{out,over}}$ for all pollutants, indicating that a certain mass has been intercepted by the filter media. At the same time, the mass stored in the soil increased for most pollutants. The intercepted mass of each pollutant ($M_{\text{intercepted}}$) is compared to the evolution in the mass of pollutant in the soil (ΔM_{soil}) in Figure 7. In a perfectly conservative mass balance, in which all important sources and sinks were correctly represented, these two terms are expected to be equivalent. $\Delta M_{\text{soil}} < M_{\text{intercepted}}$ would correspond to an unrepresented sink for pollutant mass (dissipation), whereas $\Delta M_{\text{soil}} > M_{\text{intercepted}}$ indicates that there is a source of the pollutant that was not accounted for in the mass balance. Results in this comparison vary greatly between pollutants.

While the median value of $M_{\text{intercepted}}$ is lower than that of ΔM_{soil} for Cu, the confidence interval of $M_{\text{intercepted}}$ is completely contained within that of ΔM_{soil} , which is notably larger. These results are thus compatible with the hypothesis that the important terms in the Cu mass balance are accurately represented.

The confidence interval of ΔM_{soil} for Phen and Pyr also encompasses that of $M_{\text{intercepted}}$. However, in this case, ΔM_{soil} is not significantly different from zero, with confidence intervals for both pollutants spanning from negative to positive values. As such, given the level of uncertainty in ΔM_{soil} , it is impossible to draw any meaningful conclusions as to the fate of these pollutants in the soil from the mass balance.

ΔM_{soil} is higher than $M_{\text{intercepted}}$ for Zn, DEHP, BPA, OP and NP with no overlap of confidence intervals. In this case, although the ΔM_{soil} interval is wider than that of $M_{\text{intercepted}}$, the differences between the masses are so large that they can be seen to be significantly different. Possible explanations for these observations will be explored in the following section.

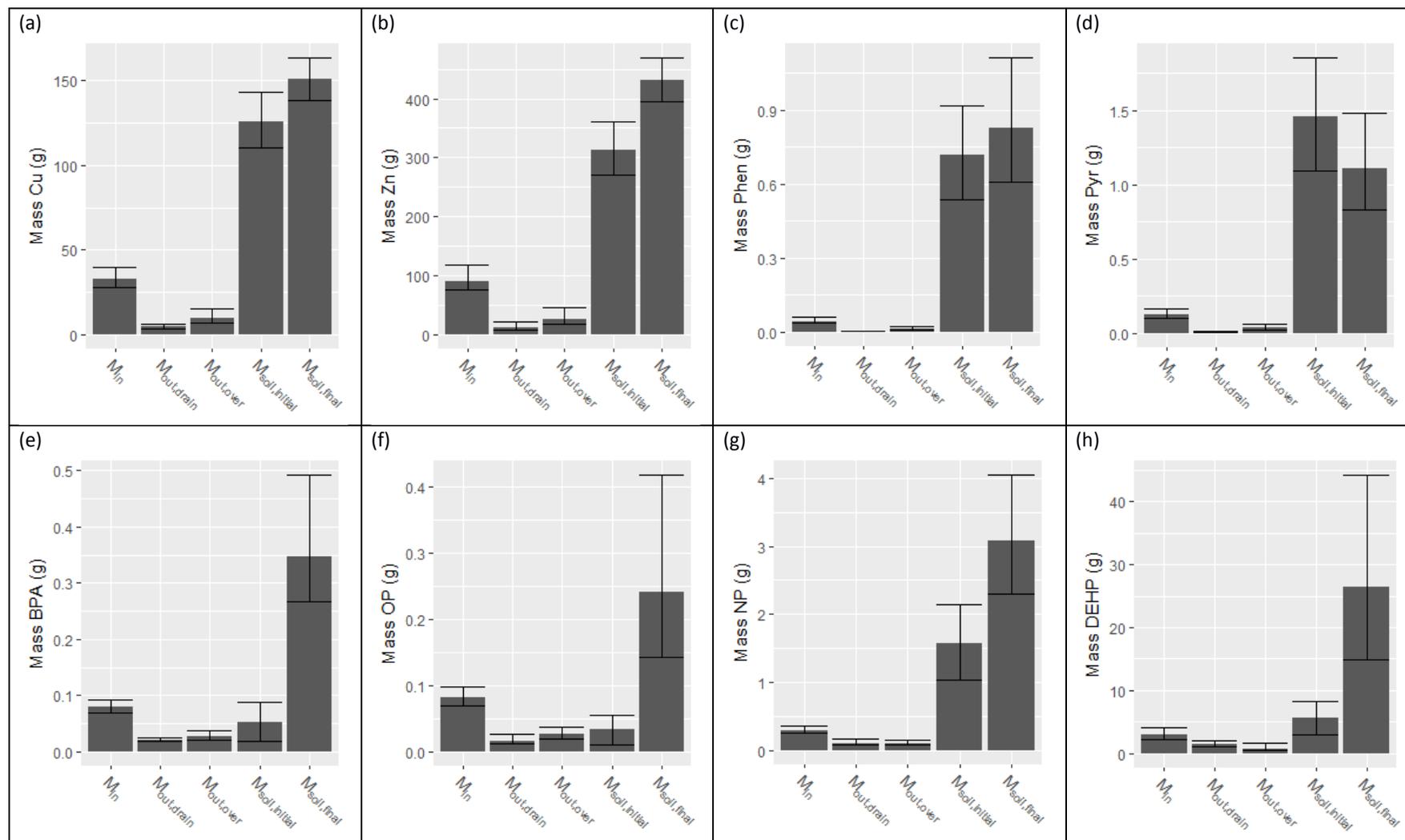


Figure 88 (a-h): Individual mass balance terms associated with water fluxes (inlet mass from road runoff – M_{in} , outlet mass from drain – $M_{out,drain}$, outlet mass from overflow – $M_{out,over}$) and soil (initial mass stored in soil – $M_{soil,initial}$, final mass stored in soil – $M_{soil,final}$) for (a) copper, (b) zinc, (c) phenanthrene, (d) pyrene, (e) bisphenol-A, (f) octylphenol, (g) nonylphenol and (h) bis(2-ethylhexyl) phthalate. Bars represent medians, while error bars represent the 95% confidence interval.

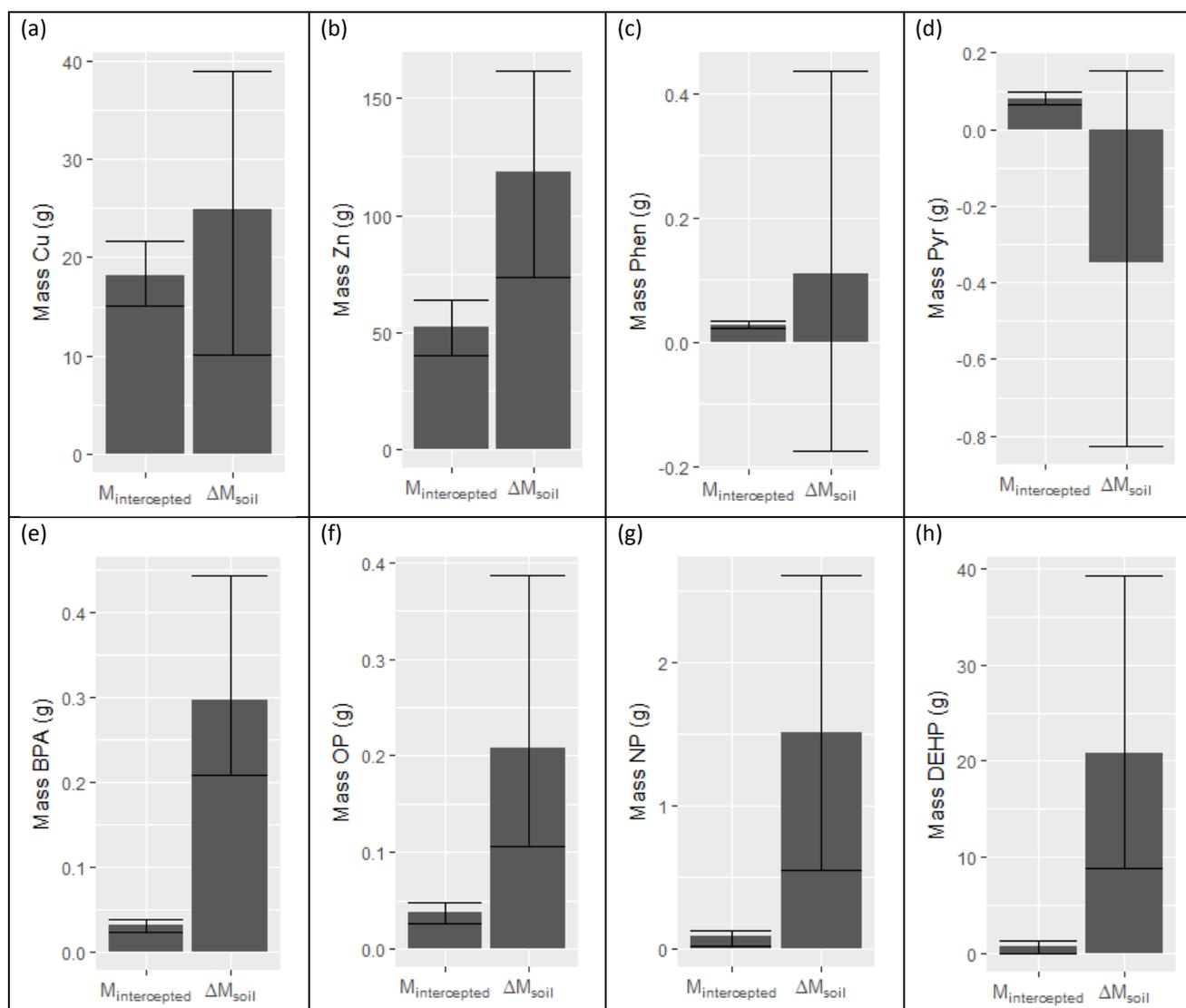


Figure 89 (a-h): Net mass balance terms associated with water fluxes (difference between mass entering and exiting the system – $M_{intercepted}$) and soil (difference between initial and final masses stored in soil - ΔM_{soil}) for (a) copper, (b) zinc, (c) phenanthrene, (d) pyrene, (e) bisphenol-A, (f) octylphenol, (g) nonylphenol and (h) bis(2-ethylhexyl) phthalate. Bars represent medians, while error bars represent the 95% confidence interval.

7.4. Discussion

7.4.1. Potential biases or additional sources in mass balance

When ΔM_{soil} significantly exceeds $M_{intercepted}$, at least one of the following must be true: (a) $M_{soil,initial}$ and/or M_{in} has been underestimated, (b) $M_{soil,final}$, $M_{out,drain}$ and/or $M_{out,over}$ has been overestimated and/or (c) important source terms have been ignored. The purpose of this section is to evaluate possible explanations for the $\Delta M_{soil} > M_{intercepted}$ observations for Zn, BPA, OP, NP and DEHP.

7.4.1.1. Possible biases in soil mass calculations

For all pollutants, possible errors in soil mass calculations (including analytical uncertainties, but also variability in the soil properties throughout the system and the representativity of each sample) have been accounted for in the calculation.

The representativity of the initial soil sample, which was collected in the pile of prepared filter media during construction, might be questionable due to variations in filter media composition throughout the BFS. This was taken into account by varying initial concentrations throughout the filter according to the relative variability of Ca, a tracer of the lime sand. It appears unlikely that $M_{\text{soil,initial}}$ is biased to such an extent that it exceeds the already large variability allowed for in the mass balance calculation. Still, it is highly recommended that future studies account for the fact that filter media is likely to be heterogeneous. As such, initial samples should be taken at various locations in the filter media immediately after construction or taken at different moments during filling. Samples could either be analyzed separately (which would allow for a characterization of spatial variability) or used to form a composite sample.

While the representativity of some samples in the final phase may also be questionable (such as the middle sample for C2, which demonstrated unusually high concentrations of Pyr, Phen, OP, NP, and DEHP, possibly due to some asphalt particles which had crumbled into the BFS, Figures S5-S8, Supplementary Data), the fraction of each section represented by each sample for a given depth in this case was varied from 0-1, so the possibility that a single sample may be unrepresentative has been accounted for. As an effort was made to sample in zones of varying surface concentration subject to different influences, it is unlikely that final soil samples were systematically biased beyond the level accounted for in calculations.

7.4.1.2. Possible biases in pollutant load calculations

One potential bias in the load calculation comes from the estimation of the concentrations in the overflow. As this concentration was not measured directly, it was assumed to be equal to the inlet concentration, accounting for a dilution by direct rainfall. As previously mentioned, the assumption that no sedimentation occurs at the surface of the biofilter, used in this estimation, likely leads to an overestimation of $M_{\text{out,drain}}$.

Another source of bias comes from the representativity of sampled rain events for the full period. While sampled rain events covered various seasons and hydrologic conditions, they also tended to correspond to rather large events. The use of a continuous turbidity measurement in calculating inlet pollutant loads not only decreased uncertainty but also allowed the adjustment of inlet concentrations to real observations for each event, minimizing this bias. Indeed, the median inlet masses calculated using the turbidity measurement are slightly lower than those calculated using random sampling from the total concentration distribution (Figure S10, Supplementary Data). This indicates that the distribution of inlet concentrations for sampled events tended to be higher than that of all events in the period. While this was corrected for inlet loads, a similar continuous measurement was unavailable for outlet concentrations from the drain, which may be a potential source of bias. Although this bias could lead to either an overestimation or an underestimation of pollutant load, in the present case, an overestimation is suspected.

In order to test whether an overestimation of $M_{\text{out,over}}$ or $M_{\text{out,drain}}$ might explain the significant differences between $M_{\text{intercepted}}$ and ΔM_{soil} for Zn, BPA, OP, NP and DEHP, we consider the limiting hypothesis that both outlet terms are equal to zero by comparing ΔM_{soil} with M_{in} in Figure 8.

It can be seen that ΔM_{soil} is significantly larger than M_{in} for BPA, OP, NP and DEHP. Therefore, an overestimation of outlet terms cannot explain the fact that $\Delta M_{\text{soil}} > M_{\text{intercepted}}$ for these

pollutants; there must be a source of these pollutants which was not accounted for in the mass balance. In the case of Zn, the M_{in} confidence interval intercepts that of ΔM_{soil} , albeit at the lower end, meaning that an extreme overestimation in the outlet terms could explain the difference between $M_{intercepted}$ and ΔM_{soil} . However, as neither $M_{out,over}$ nor $M_{out,drain}$ is likely to be null, it remains probable that another source of Zn is present.

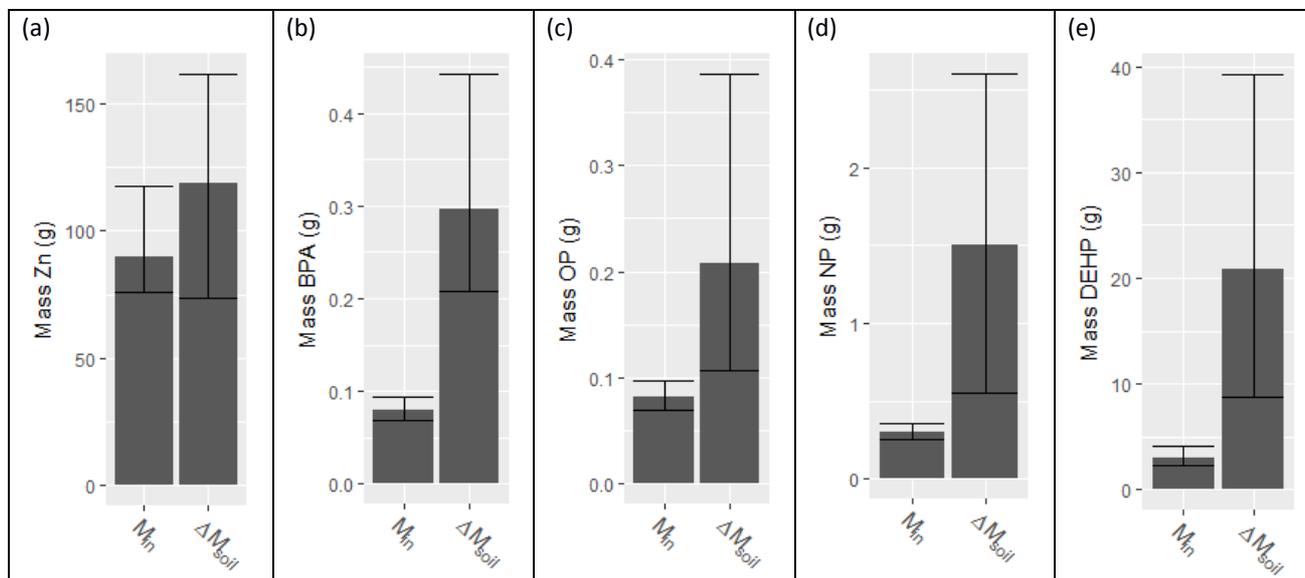


Figure 90 (a-e) : Comparison of inlet mass (M_{in}) to the change in soil mass over time (ΔM_{soil}) for (a) zinc, (b) bisphenol-A, (c) octylphenol, (d) nonylphenol and (e) bis(2-ethylhexyl) phthalate. Bars represent medians, while error bars represent the 95% confidence interval.

7.4.1.3. Atmospheric deposition

Direct atmospheric deposition on the BFS surface was not accounted for in the mass balance calculations and is another possible source of pollutants in the soil. Atmospheric deposition was not characterized in the present field study. However, atmospheric deposition washed off by rainfall was collected using a stainless steel pyramid funnel at a distance of about 10m from the road side as a part of a parallel study of the same site by the public authority which constructed and operates the BFS site (CD 77, 2016). It was analyzed for some of the same pollutants studied in the present work (Cu, Zn, Phen and Pyr). These results (Tableau 65) show that concentrations of all pollutants characterized in total fallout are at least an order of magnitude below those observed in road runoff. In addition, as the surface of the BFS is only 4.5% that of the surface which it drains, the rainfall volumes associated with direct atmospheric deposition are much smaller than those associated with runoff.

	Road runoff	Atmospheric deposition ¹
Cu ($\mu\text{g/L}$)	258 (98.1, 547)	3.9 (1.9, 22)
Zn ($\mu\text{g/L}$)	693 (236, 1650)	38 (18, 105)
Phen ($\mu\text{g/L}$)	0.356 (0.102, 0.594)	0.014 (<0.01, 0.036)
Pyr ($\mu\text{g/L}$)	0.851 (0.205, 2.30)	0.0085 (0.005, 0.035)

Tableau 65 : Concentrations observed in road runoff in the present study compared to those due to atmospheric deposition. Median, minimum and maximum observed values are presented. ¹Data from (CD 77, 2016a).

Atmospheric deposition data is unavailable for BPA, OP, NP and DEHP. However, again, the small surface area of the BFS compared to that of the road means that the mass associated with atmospheric deposition would be much lower than that associated with RR, which is already

much lower than ΔM_{soil} . Therefore, accounting for atmospheric deposition would not significantly modify the results of the mass balance in the present case.

7.4.1.4. Galvanized steel barrier

A potential source of Zn, which was not accounted for in the mass balance, is a galvanized steel safety barrier that separates the BFS from the road (Figure 9). As rain falls on this barrier, it is likely to emit zinc; in addition, a portion of the runoff from the road is in contact with its posts as it enters the BFS. Although a similar barrier is also in place along the roadside where untreated runoff is collected; it is located on the opposite side of the curb and does not have the same amount of contact with runoff. Therefore, inlet loads based on data from the reference catchment do not account for this source, which probably explains at least part of the excess zinc found in the soil.



Figure 91 : Galvanized steel safety barrier separating the biofiltration swale from the road surface

7.4.1.5. Degradation of ethoxylated alkylphénols

One potential source of alkylphenols (OP and NP) in the BFS is the degradation of alkylphenol ethoxylates (APEO). Indeed, alkylphenols and short-chained APEO (OP₁EO, OP₂EO, NP₁EO and NP₂EO) are the stable byproducts of the degradation of industrially-produced, longer-chained APEO (Bergé et al., 2012). Therefore, if these longer-chained APEO, which were not analyzed in the present study, are present in runoff, their degradation after retention by the BFS is likely to produce NP and OP in the BFS, which may at least partially explain the excess of these contaminants found in the soil.

7.4.1.6. Biofiltration swale construction materials

The significant excesses of BPA, NP, OP and DEHP found in the BFS soil may also be the result of emissions from various materials used to construct the BFS, including a geomembrane liner, a drain, a fabric surrounding the drain and asphalt. Emissions tests of these materials were conducted in batch experiments and have been detailed elsewhere (Flanagan et al., manuscript). Results are summarized in Tableau 66. As batch conditions cannot completely reproduce the complex conditions of the real system or the dynamics of aging materials, the comparison of batch results to field results is difficult. However, it can be seen that all four of these pollutants

were emitted by some materials, both located at the surface (asphalt) and below or around the filter media (geomembrane, drain fabric and drain). Therefore, these sources may also explain the high concentrations observed in the lower portions of the filter for these pollutants.

	BPA	OP	NP	DEHP
Asphalt	0.041	0.00077	0.041	0.87
Geomembrane	0.098	0.035	1.4	0
Drain fabric	1.6	0.096	2.2	0.011
Drain	1.3	0.0087	0.092	0

Tableau 66 : Results of batch tests of BFS construction materials, compared to road runoff (ratio of observed batch test concentration increases to median total concentrations in road runoff, see (Flanagan et al., manuscript) for more details.

Insofar as the additional pollutant sources come from materials used in the device itself (as appears to be the case for BPA and DEHP and may also be the case for OP and NP), the high ΔM_{soil} compared to $M_{intercepted}$ indicates that the removal of these pollutants from runoff comes at a high environmental cost in terms of soil pollution. For example, the BFS retains 39% of incoming loads of BPA at the cost of emitting nearly 9 times this amount into the soil. If biofiltration devices are to be part of an integrated strategy for limiting pollution, it is important to limit the use of materials susceptible to emit the very pollutants being treated. As many organic micropollutants are ubiquitous in industrially-produced synthetic materials, it is likely to be difficult to find drainage or impermeabilisation materials that do not include them.

7.4.2. Necessary conditions for a mass balance significantly demonstrating dissipation

The previous discussion highlights many of the methodological difficulties associated with establishing an *in situ* mass balance, including high uncertainties, potential biases and uncharacterized sources. The purpose of the current section is to establish a list of necessary conditions for establishing a mass balance capable of demonstrating dissipation with certainty. For the purposes of this discussion, we define an indicator of the proportion of pollutant mass dissipated in the system, E_{soil} (Eq. 9).

$$E_{soil} = 1 - \frac{\Delta M_{soil}}{M_{intercepted}} \quad (Eq. 9)$$

Where E_{soil} is the percent difference between the mass of pollutant recovered in the system at the end of the period compared to the mass of pollutant intercepted, ΔM_{soil} is the change in soil mass over the study period and $M_{intercepted}$ is the mass of pollutant intercepted by the biofilter over the study period.

A significant dissipation may be observed when E_{soil} is significantly greater than zero. This was not the case for any of the organic micropollutants considered in the present study (see Tableau 74, Supplementary Data), despite the fact that many of the studied species are expected to be degraded in soil environments. Indeed, for all pollutants, E_{soil} was either negative or the uncertainties so large that it was not significant. The necessary conditions for demonstrating a significant dissipation are listed and discussed below, given the lessons from the current study.

- *Pollutant loads in and out of the system have been evaluated, accounting for uncertainties, for all important pollutant flux terms.*

The evaluation of pollutant loads associated flows in and out of a stormwater biofilter generally requires characterization of both pollutant concentrations and water flows. When not all events in the study period are sampled, pollutant concentrations for unsampled events can be evaluated stochastically. Continuous measurements of turbidity can improve load estimates by correcting for biases in sampled events, at least for particulate pollutants. It is to be noted that continuous measurements require substantial effort for equipment maintenance and data validation.

- *Both initial and final concentrations in soil have been evaluated in a representative fashion; soil properties and their variability have been characterized.*

Obtaining representative soil samples at the beginning and the end of a study presents several challenges. In the initial phase, it should not be assumed that a filter media is perfectly homogenous as it may vary in composition due to imperfect mixing of initial materials (such as topsoil and sand) or due to heterogeneity in the contamination or composition of these materials themselves. Soil properties, such as density, may also vary spatially and over time; it is recommended that several measurements be taken at the beginning and at the end of the study period in order to account for potential variability.

- *No pollutant sources are present within the system, or the dissipation of pollutants exceeds their production/emission (in the second case, dissipation will be underestimated but may still be identified).*

A major result of the present study is that emissions by synthetic materials within or around a biofiltration device (such as asphalt, drains, drain fabric or geomembranes) may exceed loads associated with runoff. Therefore, ideally, no such materials should be used in systems treating organic micropollutants, especially where a mass balance of organic micropollutants is to be completed. However, in order to evaluate outlet concentrations, it is necessary to drain water from the filter, and in order to measure the full outlet loads from a system, it must be lined to prevent exfiltration. It is therefore advisable to test various materials in order to choose the least polluting one. A longer study duration may also minimize the significance of these emissions in the mass balance, both because emissions are likely to be highest from new materials and because emitted pollutants may degrade over time.

In addition, some pollutants may be the products of the degradation of others. When this is the case, as for alkylphenols, it is unlikely that dissipation can be demonstrated unless the mass balance is expanded to include possible parent compounds, of which there may be many.

- *Intercepted pollutant masses are significant compared to initial soil pollutant mass*

In order for E_{soil} to be significantly greater than zero (indicating dissipation), its relative uncertainty must be less than 100%, which was rarely the case in the present study (Tableau 75, Supplementary Data). A better comprehension of the propagation of uncertainties between terms is therefore important for understanding how this may be achieved.

Assuming the errors in load calculations to be independent from those in the soil calculations, the Equation 10, which relates relative errors in E_{soil} to those in ΔM_{soil} and $M_{\text{intercepted}}$, can be derived from the rules of uncertainty propagation (Taylor, 1997).

$$\delta_{rel,E_{soil}} = \frac{\Delta M_{soil}}{M_{intercepted}} \frac{\sqrt{\delta_{rel,\Delta M_{soil}}^2 + \delta_{rel,M_{intercepted}}^2}}{E_{soil}} \quad (Eq. 10)$$

When E_{soil} is positive (as is the case if dissipation occurs), the condition $\delta_{rel,E_{soil}} < 1$ may be applied to this equation to find the necessary conditions for demonstrating E_{soil} to be significantly greater than zero. Substituting the definition of E_{soil} , in terms of ΔM_{soil} and $M_{intercepted}$, which are also assumed to be positive, Eq. 11 may be obtained. This inequality demonstrates that the larger the relative uncertainties in ΔM_{soil} and $M_{intercepted}$, the larger the difference between $M_{intercepted}$ and ΔM_{soil} must be to be significant. Therefore, dissipation will be more difficult to prove when these uncertainties are large.

$$M_{intercepted} > \left(1 + \sqrt{\delta_{rel,\Delta M_{soil}}^2 + \delta_{rel,M_{intercepted}}^2} \right) \Delta M_{soil} \quad (Eq. 11)$$

Because $M_{intercepted}$ and ΔM_{soil} are both differences between other mass balance terms, their absolute uncertainties are related to those of the terms used to calculate them. Their relative uncertainties become large when their mass is small compared the mass of the other terms used to calculate them (when there is a small difference between two large terms). Therefore, relative uncertainty in ΔM_{soil} will become large when $M_{soil,initial}$ is much larger than ΔM_{soil} . As by definition, ΔM_{soil} must be smaller than $M_{intercepted}$ for dissipation to occur, we note that the condition in Eq. 11 is unlikely to be fulfilled when $M_{intercepted}$ is much smaller than $M_{soil,initial}$ due to divergence in ΔM_{soil} 's relative uncertainty. Uncertainties in $M_{intercepted}$ itself will also become large if it is small compared to M_{in} due to poor retention, making Eq. 11 even harder to fulfill. Besides the efficiency of retention, the magnitude of $M_{intercepted}$ compared to $M_{soil,initial}$ also depends on the level of contamination initially in the filter medium, the annual loads of pollutants arriving in the system and the duration of the study.

In the present study, it would have taken 2 years for $M_{intercepted}$ to approach $M_{soil,initial}$ for BPA and OP, 6 to 10 years for Cu, Zn and DEHP, and at least 19 years for Pyr, Phen and NP. The long duration required for the latter molecules indicates that the soil was initially quite contaminated. Indeed, the initial concentration of NP (0.159 $\mu\text{g/g}$) was higher than most measurements from a study of 32 soil samples for Ile-de-France, while those of Pyr and Phen (0.146 and 0.072 $\mu\text{g/g}$, respectively) were in the typical range for the region (Gaspéri et al., 2016).

The divergence of relative uncertainties is best illustrated by Pyr and Phen (Tableau 75 in Supplementary Data), pollutants for which high concentrations were observed in the initial soil sample and for which no sources besides runoff were apparent. In this case, although initial and final soil mass uncertainties were at most $\pm 35\%$, uncertainties in ΔM_{soil} reached [-139, 144%] for Pyr and [-260, 296%] for Phen, leading to uncertainties in E_{soil} of [-117, 118%] and [-411, 347%], making it impossible to make any conclusions as to the fate of these pollutants in the soil.

This example underlines the importance of adapting the duration of a study to initial pollutant mass and observed pollutant loads when a mass balance is to be undertaken. It should be noted that this duration can be minimized by using a filter medium prepared from materials with low initial concentrations of all studied pollutants (which is also good practice for system design) and by locating the study in a catchment where high runoff pollution is expected. However, it

must be noted that it is difficult to evaluate exact duration necessary *a priori* as estimations of $M_{\text{soil,initial}}$ and annual $M_{\text{intercepted}}$ require knowledge of the system and that, in practice, extending the duration of a study may not always be feasible.

7.5. Conclusions

A stochastic method for estimating the *in situ* mass balance of micropollutants in a stormwater biofilter was developed and applied. This method is useful for demonstrating integrated pollutant load reductions over a given period and has the potential for improving understanding of pollutant fate in the filter media under real conditions. In the present case, it has also been able to demonstrate the significance of micropollutant emissions from construction materials.

However, demonstrating the dissipation of micropollutants in stormwater biofilters using a mass balance presents various methodological difficulties which may be difficult to resolve in a field context. Beyond the challenges associated with acquiring representative water and soil samples and reliable hydrologic measurements, studies must account for high uncertainties associated with all mass terms. Uncertainty may be limited by ensuring that initial pollutant concentrations in the filter media are low (possible only when the system is designed for the study) and by extending the duration of the study to span several years; however, such a study would be costly as at least continuous measurements and ideally water sampling should be continued throughout the period to reliably characterize pollutant loads. In addition, in an uncontrolled field context, studies may be confronted with unexpected sources of pollutants which might falsify the mass balance. These sources could include construction materials, as observed in the currently study, or pollution from isolated events such as car accidents or illicit waste dumping. In some situations, the objective of demonstrating dissipation *in situ* through a mass balance may prove to be something of a white whale, requiring a long and intensive study with a high risk of failure due to unrepresented inputs.

Besides the *in situ* mass balance approach, the extent of dissipation of organic micropollutants may be studied under controlled experiments. However, the representativity of such controlled experiments has to be ensured, for example by regularly applying real runoff water to outdoor mesocosms. In addition, the ability of a particular site to degrade pollutants might be characterized by studying the presence of known metabolites or by characterizing the strains of microorganisms present. Evaluating the evolution of the signature of pollutants in the filter media over time may also be a method for demonstrating the dissipation of some species relative to others.

7.6. Supplementary Data

7.6.1. TSS-turbidity relationship

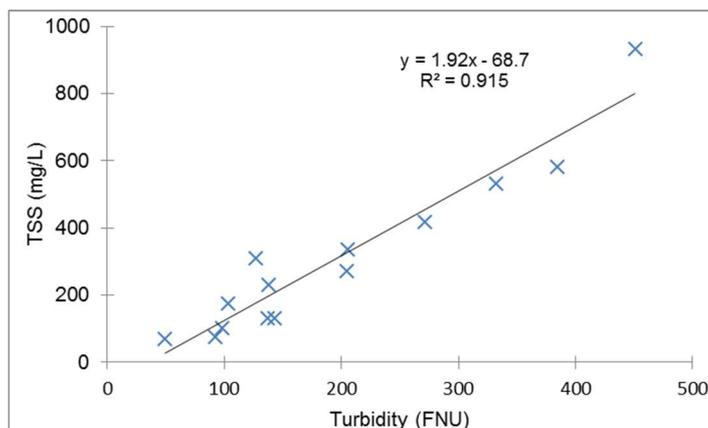


Figure 92 : Event mean TSS-turbidity relationship for sampled events

7.6.2. Distributions used for stochastic components of the mass balance calculations

Term	Case	Stochastic component	Distribution type and parameters
V_{in}	Always	Initial loss	Uniform, 0.4-1mm
V_{drain}	Measurement available	Error V	Normal, $\mu=0$, $\sigma=5\%$
V_{drain}	No measurement available	Fraction of V_{in} drained	Log-normal, varies with initial loss
V_{over}	Measurement available	Error h	Normal, $\mu=0$, $\sigma=0.5\%$
V_{over}	No measurement available	$\Delta V_{media, ev}$	Uniform, 0-1240 L
$C_{TSS, in}$	Turbidity < 50 FNU	$C_{TSS, in}$	Uniform, 0-70 mg/L
$C_{TSS, in}$	Valid turbidity measurement	Regression error	Normal, $\mu=0$, $\sigma=71$ mg/L
$C_{TSS, in}$	No turbidity measurement	$C_{TSS, in}$ (mg/L)	Log-normal, $\mu_{ln}=5.44$, $\sigma_{ln}=0.76$
$C_{TSS, drain}$	Winter events	Relationship to $C_{TSS, in}$	Uniform, 0.225-0.883
$C_{TSS, drain}$	Events outside winter	$C_{TSS, drain}$ (mg/L)	Log-normal, $\mu_{ln}=2.92$, $\sigma_{ln}=0.59$ mg/L
C_{ev}	Sampled events	Analytical error	Normal, $\mu=0$, $\sigma= \sigma_{uncertainty, pollutant}$

Tableau 67 : Summary of distributions used for calculating event volumes (V), TSS concentrations (CTSS) and sampled event mean concentrations (Cev) used in load calculations.

Pollutant	Distribution Analytical Error
TSS	Normal, $\mu=0$, $\sigma=2.9\%$
Cu	Diss : Normal, $\mu=0$, $\sigma=5\%$ Part : Normal, $\mu=0$, $\sigma=7\%$
Zn	Diss : Normal, $\mu=0$, $\sigma=7\%$ Part : Normal, $\mu=0$, $\sigma=7\%$
Pyr	Diss : Normal, $\mu=0$, $\sigma=20\%$ Part : Normal, $\mu=0$, $\sigma=10\%$
Phen	Diss : Normal, $\mu=0$, $\sigma=20\%$ Part : Normal, $\mu=0$, $\sigma=10\%$
BPA	Diss : Normal, $\mu=0$, $\sigma=22\%$ Part : Normal, $\mu=0$, $\sigma=20\%$
OP	Diss : Normal, $\mu=0$, $\sigma=48\%$ Part : Normal, $\mu=0$, $\sigma=37\%$
NP	Diss : Normal, $\mu=0$, $\sigma=29\%$ Part : Normal, $\mu=0$, $\sigma=34\%$
DEHP	Diss : Normal, $\mu=0$, $\sigma=41\%$ Part : Normal, $\mu=0$, $\sigma=30\%$

Tableau 68 : Summary of distributions used to account for analytical errors.

Pollutant	C_{ev} Distribution ($\mu\text{g/L}$)	$C_{D,ev}$ Distribution ($\mu\text{g/L}$)	S_{ev} Distribution ($\mu\text{g/g}$)
Cu	Log-normal $\mu_{in}=5.39$, $\sigma_{in}=0.52$	Log-normal $\mu_{in}=5.39$, $\sigma_{in}=0.52$	Log-normal $\mu_{in}=6.41$, $\sigma_{in}=0.18$
Zn	Log-normal $\mu_{in}=6.37$, $\sigma_{in}=0.65$	Log-normal $\mu_{in}=6.37$, $\sigma_{in}=0.65$	Log-normal $\mu_{in}=7.48$, $\sigma_{in}=0.19$
Pyr	Log-normal $\mu_{in}=-0.26$, $\sigma_{in}=0.66$	Log-normal $\mu_{in}=-3.84$, $\sigma_{in}=0.27$	Log-normal $\mu_{in}=0.99$, $\sigma_{in}=0.24$
Phen	Log-normal $\mu_{in}=-1.41$, $\sigma_{in}=0.74$	Log-normal $\mu_{in}=-3.62$, $\sigma_{in}=0.69$	Log-normal $\mu_{in}=-0.16$, $\sigma_{in}=0.38$
BPA	Log-normal $\mu_{in}=-0.77$, $\sigma_{in}=0.41$	Log-normal $\mu_{in}=-1.21$, $\sigma_{in}=0.59$	Log-normal $\mu_{in}=-0.75$, $\sigma_{in}=0.52$
OP	Log-normal $\mu_{in}=-0.74$, $\sigma_{in}=0.49$	Normal $\mu_{in}=0.14$, $\sigma_{in}=0.05$	Log-normal $\mu_{in}=0.16$, $\sigma_{in}=0.42$
NP	Log-normal $\mu_{in}=0.52$, $\sigma_{in}=0.48$	-	-
DEHP	Log-normal $\mu_{in}=2.76$, $\sigma_{in}=0.83$	Log-normal $\mu_{in}=1.12$, $\sigma_{in}=0.68$	Log-normal $\mu_{in}=3.63$, $\sigma_{in}=0.76$

Tableau 69 : Summary of event mean concentration (C_{ev}), event mean dissolved concentration ($C_{D,ev}$) and event mean particle concentration (S_{ev}) distributions used to estimate inlet concentrations for unsampled events for each pollutant. $C_{D,ev,in}$ and $S_{ev,in}$ distributions are not given for NP as turbidity was not used for this pollutant.

Pollutant	C _{ev} Distribution (µg/L)	%Below LoQ	Distribution when < LoQ (µg/L)	Distribution when > LoQ (µg/L)
Cu	Log-normal µ _{ln} =3.65, σ _{ln} =0.94	-	-	-
Zn	Log-normal µ _{ln} =4.05, σ _{ln} =1.39	-	-	-
Pyr	-	C _{D,ev} : 30% C _{P,ev} : 0%	C _{D,ev} : Uniform 0-0.01	C _{D,ev} : Log-normal µ _{ln} =-3.80, σ _{ln} =0.43 Part: Log-normal µ _{ln} =-3.09, σ _{ln} =1.43
Phen	-	C _{D,ev} : 69% C _{P,ev} : 15%	C _{D,ev} : Uniform 0-0.01 C _{P,ev} Uniform 0-0.004	C _{D,ev} : Uniform 0.012-0.098 C _{P,ev} : Log-normal µ _{ln} =-3.88, σ _{ln} =1.29
BPA	Log-normal µ _{ln} =-1.43, σ _{ln} =0.50	-	-	-
OP	Log-normal µ _{ln} =-2.19, σ _{ln} =1.14	-	-	-
NP	Log-normal µ _{ln} =-0.16, σ _{ln} =1.09	-	-	-
DEHP	Log-normal µ _{ln} =2.66, σ _{ln} =0.85	-	-	-

Tableau 70 : Summary of event mean concentration (C_{ev}), event mean dissolved concentration (C_{D,ev}) and event mean particulate concentrations (C_{P,ev}) distributions used to estimate concentrations in drained water for each pollutant.

Term	Case	Stochastic component	Distribution type and parameters
S _{samp}	<LoQ	S _{samp}	Uniform 0-LoQ
S _{samp}	>LoQ	Analytical Error	Normal, µ=0, σ= σ _{uncertainty, pollutant}
f _{sample}	Zone hypothesis valid	Zone error	Zone 1: a=Uniform, -0.1-0.1 Zone 2: if a<0: b=Uniform, (0.1-a)-0.1 else b=Uniform, -0.1-(0.1-a) Zone 3: c=-(a+b)
f _{sample}	Zone hypothesis invalid	f _{sample}	Zone 1: a=Uniform, 0-1 Zone 2: b=Uniform, 0-(1-a) Zone 3: c=1-a-b
f _{<2mm}	Always	f _{<2mm}	Normal, µ=0.733, σ=0.045
ρ	Always	Variability at depth	Uniform, -0.2-0.2
S _{init}	Always	Initial composition error	Normal, µ=0, σ=0.139

Tableau 71 : Summary of distributions used for calculating masses of pollutants in the soil.

7.6.3. Numerical values of all mass balance terms

Pollutant	M_{in} (g)	$M_{out,drain}$ (g)	$M_{out,over}$ (g)	$M_{soil,initial}$ (g)	$M_{soil,final}$ (g)
TSS	44700 (39100, 59900)	5460 (4610, 6400)	13900 (10100, 26100)	-	-
Cu	32.5 (28.2, 39.9)	4.53 (3.53, 6.47)	9.64 (7.17, 15.2)	126 (110, 143)	151 (138, 164)
Zn	90.1 (76.0, 118)	11.4 (7.99, 20.8)	25.9 (18.0, 46.7)	313 (271, 362)	432 (396, 471)
Pyr	0.124 (0.106, 0.160)	0.00843 (0.006, 0.0157)	0.0346 (0.0242, 0.0605)	1.46 (1.10, 1.86)	1.11 (0.829, 1.49)
Phen	0.0440 (0.0367, 0.0588)	0.00295 (0.00219, 0.00462)	0.0129 (0.00906, 0.0237)	0.718 (0.537, 0.920)	0.824 (0.609, 1.11)
BPA	0.0796 (0.0690, 0.939)	0.0208 (0.0181, 0.0249)	0.0276 (0.0214, 0.0369)	0.0532 (0.0184, 0.0886)	0.348 (0.267, 0.494)
OP	0.0820 (0.0694, 0.0981)	0.0167 (0.0118, 0.0263)	0.0269 (0.0197, 0.0379)	0.0332 (0.0113, 0.0558)	0.241 (0.143, 0.419)
NP	0.300 (0.257, 0.361)	0.106 (0.0761, 0.167)	0.104 (0.0783, 0.145)	1.58 (1.04, 2.15)	3.08 (2.29, 4.06)
DEHP	2.94 (2.30, 4.21)	1.50 (1.15, 2.09)	0.786 (0.506, 1.71)	5.56 (2.92, 8.31)	26.4 (14.9, 44.3)

Tableau 72 : Summary of all mass balance terms. Individual mass balance terms associated with water fluxes (inlet mass from road runoff – M_{in} , outlet mass from drain – $M_{out,drain}$, outlet mass from overflow – $M_{out,over}$) and soil (initial mass stored in soil – $M_{soil,initial}$, final mass stored in soil – $M_{soil,final}$)

Pollutant	$M_{intercepted}$ (g)	ΔM_{soil} (g)
Cu	18.1 (15.1, 21.5)	24.8 (10.6, 38.9)
Zn	52.1 (40.3, 63.9)	119 (74.6, 162)
Pyr	0.0807 (0.0674, 0.0971)	-0.341 (-0.811, 0.147)
Phen	0.0279 (0.0230, 0.0341)	0.108 (-0.187, 0.442)
BPA	0.0310 (0.0236, 0.0394)	0.296 (0.208, 0.443)
OP	0.0379 (0.0265, 0.0478)	0.209 (0.107, 0.386)
NP	0.0889 (0.0238, 0.134)	1.51 (0.553, 2.61)
DEHP	0.626 (-0.0986, 1.34)	20.8 (8.83, 39.3)

Tableau 73 : Net mass balance terms associated with water fluxes (difference between mass entering and exiting the system – $M_{intercepted}$) and soil (difference between initial and final masses stored in soil - ΔM_{soil})

7.6.4. Visualization of concentrations measured in soil cores

The distribution of different species among composite cores may be observed in Figure 85 and in Figure 94-Figure 100. As a reminder, the sections and zones of the BFS used for sampling are shown in Figure 93.

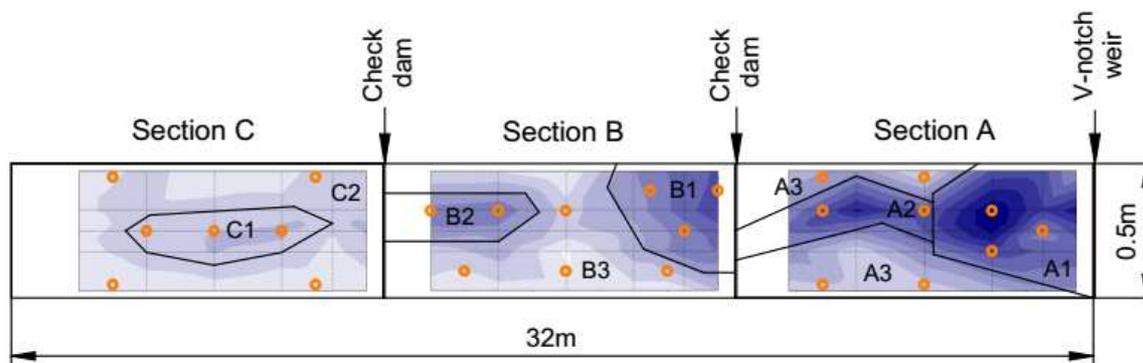


Figure 93 : The sections and zones of the biofiltration swale used for soil sampling. The road surface is located at the top of the graph, while the V-notch weir is located at the most downhill part of the system.

The Ca distribution (Figure 94) is mainly representative of the proportion of sand in the filter media. One may observe that calcium concentrations near the surface are closest to those observed in the initial soil sample. Samples closer to the bottom of the filter contain more calcium. This may be due to imperfections in the filter media production process, which was carried out in batches, such that different depths of the filter correspond to different batches and thus slightly different compositions.

For Cu (Figure 85), Zn, Phen and Pyr (Figure 95-Figure 97), the highest concentrations tend to be observed at the surface of each zone, as would be expected for pollutants for which the main source is infiltrating water. The one exception to this is the sample from middle depth of the C2 zone for Phen and Pyr (Figure 96 and Figure 97), which had the highest concentration despite not being at the surface. When it was constructed, a strip of asphalt was installed to guide runoff into the BFS. At the time of sampling, some of the asphalt located near the C2 zone had crumbled into the soil along the BFS. It is possible that some pieces of asphalt were included in this sample, which would explain this higher concentration, though it remains surprising that it was not located at the surface.

Distributions of BPA, OP, NP and DEHP (Figure 85, Figure 98-Figure 100) were less predictable, with higher concentrations often observed at greater depths, indicating that infiltrating water is not the only source of these pollutants. Besides the previously mentioned asphalt, other potential sources of micropollutants which may explain an accumulation of these molecules at greater depths are the geomembrane, the drain and the fabric surrounding the drain. The middle sample in the C2 zone also demonstrated high concentrations of OP, NP, and DEHP, indicating that the source of PAHs present in this sample was also a source of these pollutants.

In each section (A,B and C), the only pollutants which were nearly always present at the highest concentrations in the most polluted zones from the surface cartography were Cu and Zn. Even for these pollutants, A3 was found to be slightly more contaminated than A2. This indicates that the sources, removal mechanisms or fate processes of the other pollutants differed

sufficiently from those of trace metals to lead not only to different vertical distributions but also to different horizontal distributions in the soil. It also means that the choice of sampling zones was not ideal for these pollutants and that the second algorithm for calculating soil concentrations was often used.

It may also be observed that while the initial concentration of most pollutants align with the lowest measured concentrations in the composite cores, this was not the case for Phen and Pyr. One explanation for this is that the PAHs initially present have been partially degraded in soil. However, this hypothesis is not supported by the fact that the deficit of Pyr at the end of the study is greater than that of Phen, despite the fact that Pyr is generally less easily biodegraded (the Q_{20} - Q_{80} of biodegradation half-lives range from 11-64 days for Phen and 210-1900 days for Pyr (Mackay, 2006)). Another possible explanation is a variability in initial concentrations throughout the filter media; in this case, the initial PAH concentrations in most of the BFS may have actually been different than that in the initial soil sample. While possible variability in the initial concentration due to poor mixing top-soil and sand to produce the filter media was taken into account in the calculation, potential variations in the quality of the top-soil were not. Two composite core samples of NP presented concentrations below that in the initial soil sample. It should be noted that BPA, OP and DEHP were present at concentrations below the LoQ in the initial soil sample, so no lower concentrations could be observed.

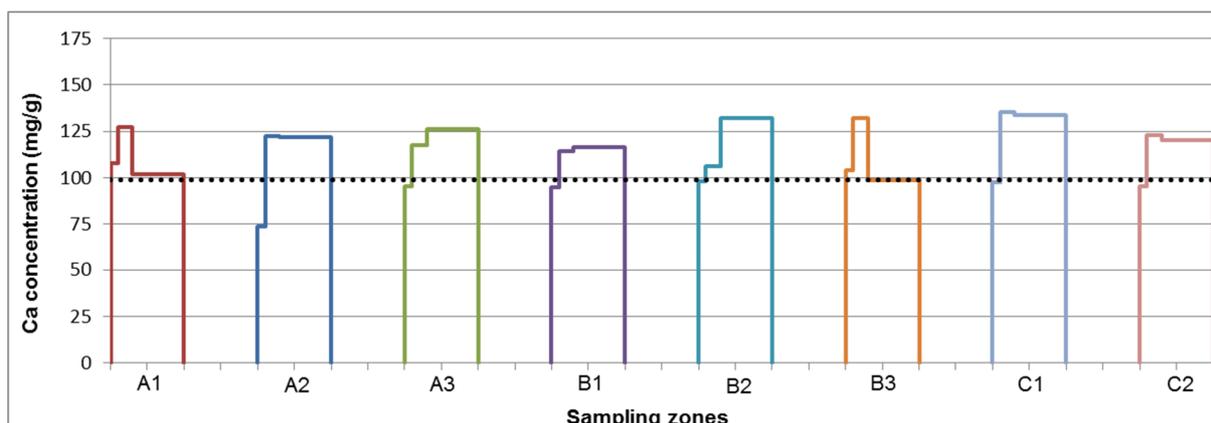


Figure 94 : Concentrations of calcium measured in composite cores of each sampling zone. Within each zone, concentrations from cores taken at depths of 0-5cm, 5-15cm and 15-50cm are represented to scale from left to right. The dotted line represents the concentration measured in the initial soil sample.

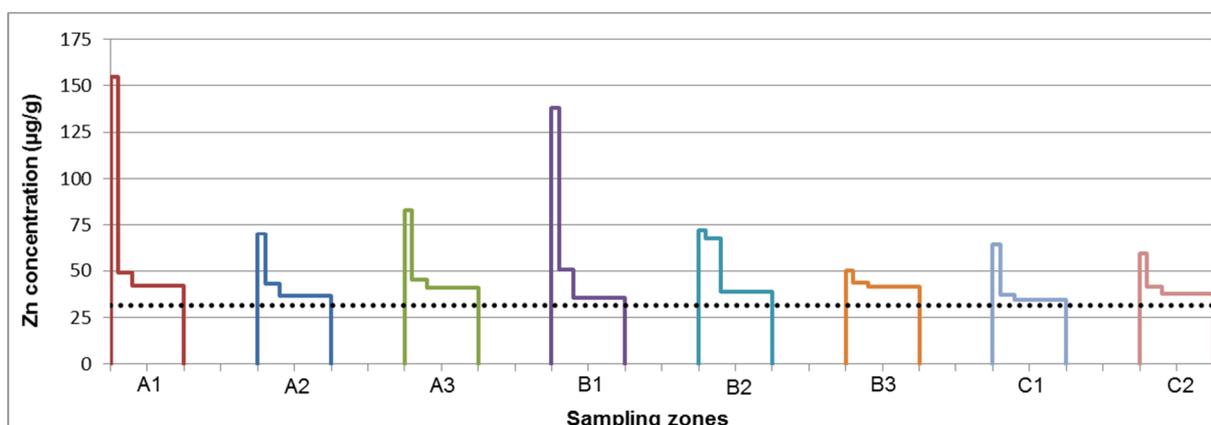


Figure 95 : Concentrations of zinc measured in composite cores of each sampling zone. Within each zone, concentrations from cores taken at depths of 0-5cm, 5-15cm and 15-50cm are represented to scale from left to right. The dotted line represents the concentration measured in the initial soil sample.

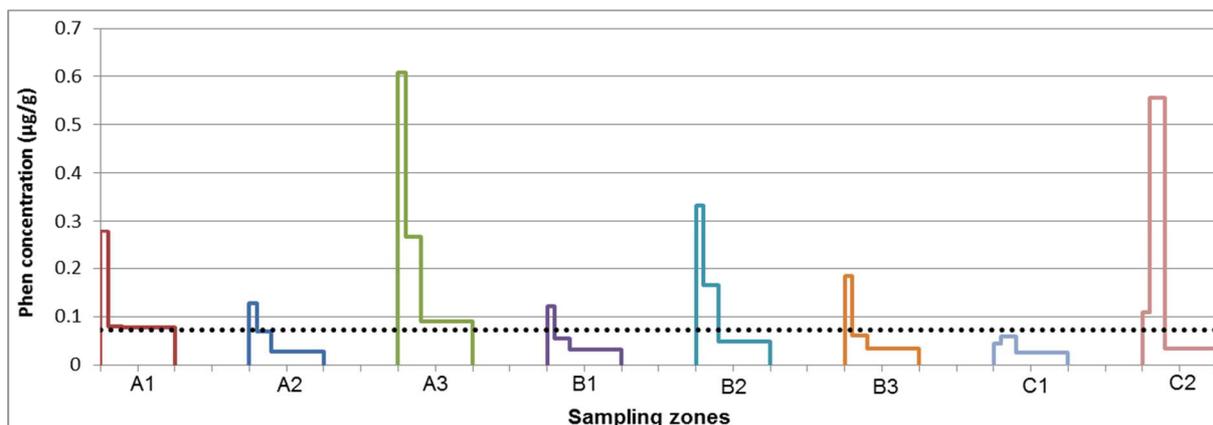


Figure 96 : Concentrations of phenanthrene measured in composite cores of each sampling zone. Within each zone, concentrations from cores taken at depths of 0-5cm, 5-15cm and 15-50cm are represented to scale from left to right. The dotted line represents the concentration measured in the initial soil sample.

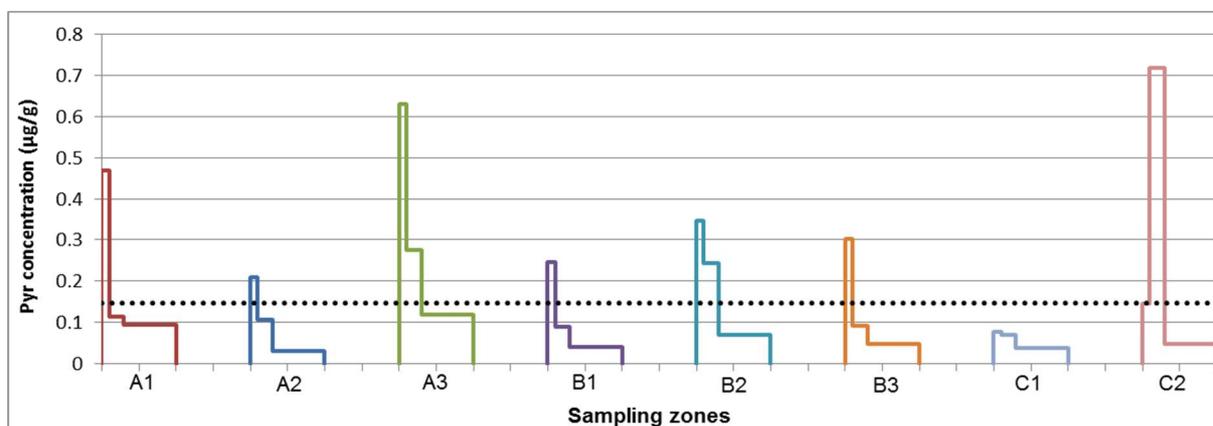


Figure 97 : Concentrations of pyrene measured in composite cores of each sampling zone. Within each zone, concentrations from cores taken at depths of 0-5cm, 5-15cm and 15-50cm are represented to scale from left to right. The dotted line represents the concentration measured in the initial soil sample.

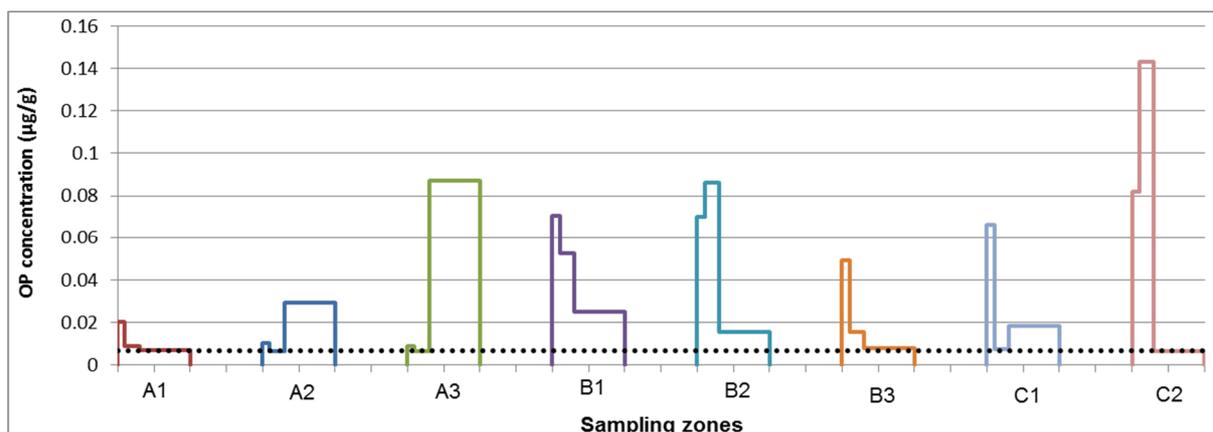


Figure 98 : Concentrations of OP measured in composite cores of each sampling zone. Within each zone, concentrations from cores taken at depths of 0-5cm, 5-15cm and 15-50cm are represented to scale from left to right. The dotted line represents the concentration measured in the initial soil sample.

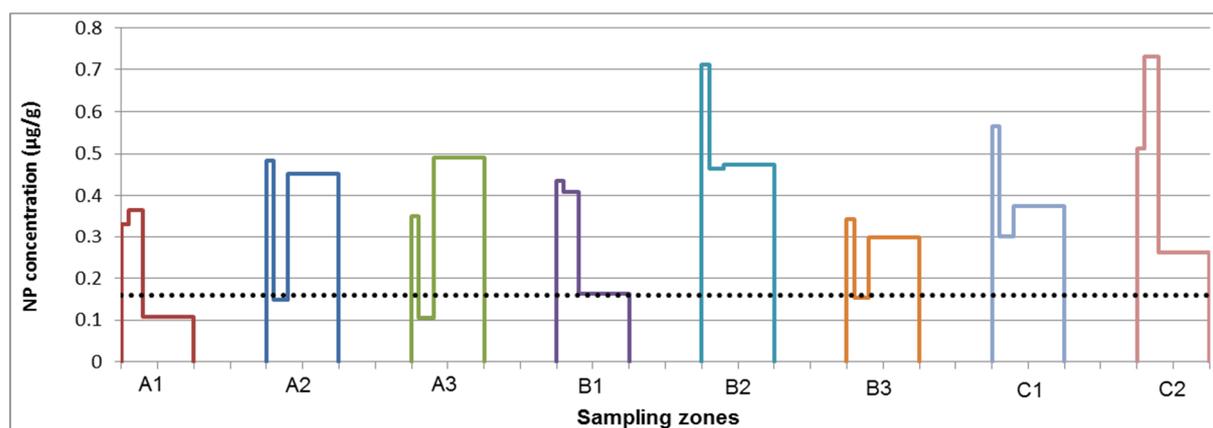


Figure 99 : Concentrations of NP measured in composite cores of each sampling zone. Within each zone, concentrations from cores taken at depths of 0-5cm, 5-15cm and 15-50cm are represented to scale from left to right. The dotted line represents the concentration measured in the initial soil sample.

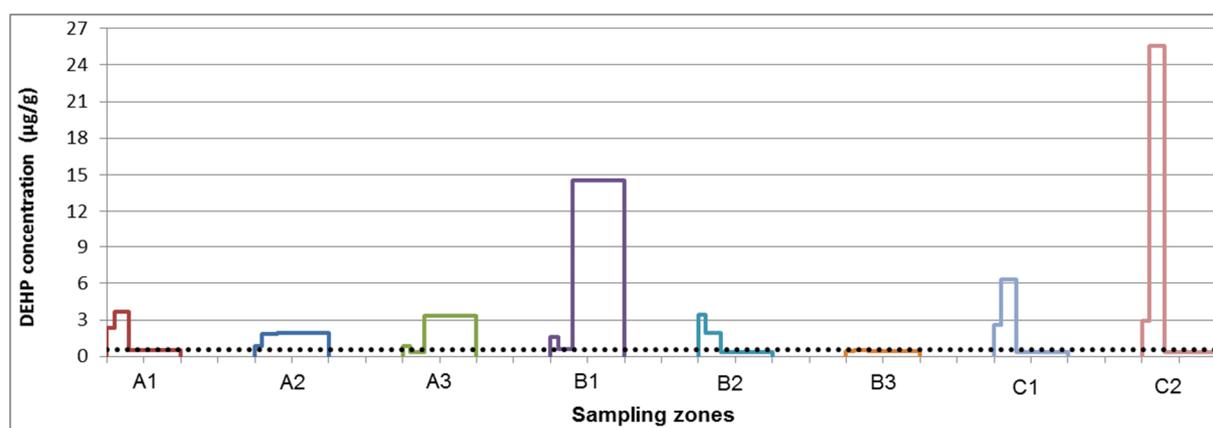


Figure 100 : Concentrations of DEHP measured in composite cores of each sampling zone. Within each zone, concentrations from cores taken at depths of 0-5cm, 5-15cm and 15-50cm are represented to scale from left to right. The dotted line represents the concentration measured in the initial soil sample.

7.6.5. Inlet mass calculations with and without turbidity measurement

Figure 101 shows the difference between inlet masses calculated with and without turbidity data. The use of turbidity tends to slightly decrease uncertainties, reducing the confidence interval, for example from [-15, 23%] to [-13, 22%] for copper. In addition, masses calculated using turbidity data were lower than those evaluated without turbidity data. This is likely due to the fact that the distribution of event mean turbidity measurements for sampled events were slightly higher than those of the full period. This indicates that particulate concentrations, and total concentrations of mainly particulate pollutants, were also likely higher for sampled events than for the full period. The use of turbidity data allows for the correction of this bias.

As turbidity improves estimations of particulate concentrations and mass, it does little to change masses calculated for more dissolved pollutants, like BPA (Figure 101e). There is no change in inlet mass calculations with and without turbidity data for NP, as particulate concentrations were not correlated with TSS concentrations; therefore, turbidity was never used in the algorithm for calculating NP input mass.

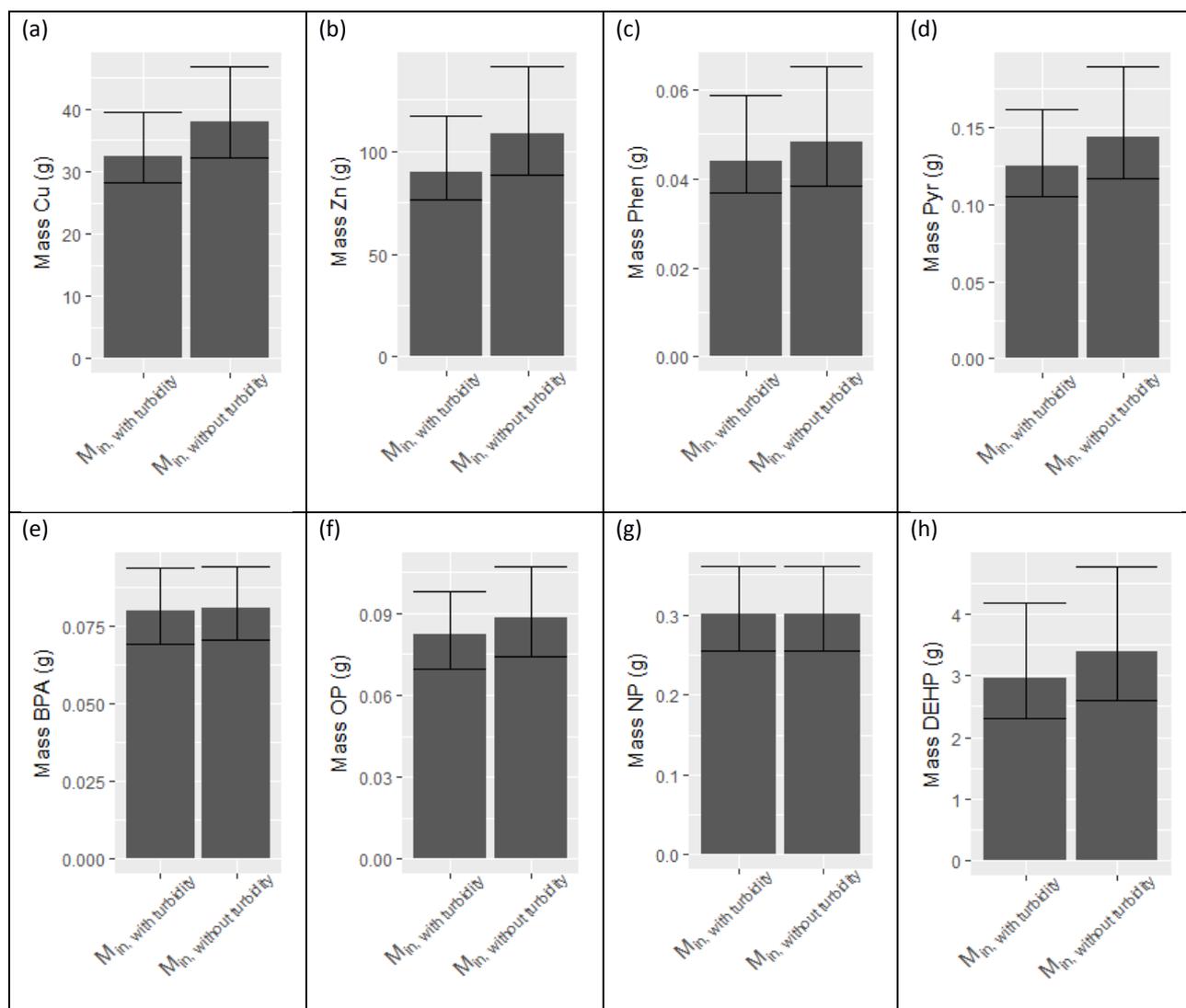


Figure 101 (a-h) : Comparison of inlet mass calculations with and without turbidity data for (a) copper, (b) zinc, (c) phenanthrene, (d) pyrene, (e) bisphenol-A, (f) octylphenol, (g) nonylphenol and (h) bis(2-ethylhexyl) phthalate. Bars represent medians, while error bars represent the 95% confidence interval.

7.6.6. E_{soil} and relative uncertainty values

Pollutant	E_{soil} (%)
Pyr	530 (-90, 1150)
Phen	-290 (-1500, 730)
BPA	-860 (-1440, -520)
OP	-450 (-1030, -170)
NP	-1610 (-5390, -470)
DEHP	-3190 (-23900, -950)

Tableau 74 : Percent difference between the change in pollutant mass recovered in the system at the end of the period compared to the mass of pollutant intercepted (E_{soil}) for all pollutants. Median and 95% confidence interval are presented.

	M _{soil,initial}	M _{soil,final}	ΔM _{soil}	M _{in}	M _{out,drain}	M _{out,over}	M _{intercepted}	E _{soil}
Pyr	[-25,28]	[-25,34]	[-139,144]	[-16,29]	[-29,78]	[-29,86]	[-17,20]	[-117,118]
Phen	[-25,28]	[-26,35]	[-260,296]	[-16,34]	[-30,87]	[-25,55]	[-17,22]	[-411,347]
BPA	[-65,67]	[-23,42]	[-30,49]	[-13,17]	[-22,34]	[-13,21]	[-24,26]	[-68,39]
OP	[-66,68]	[-41,74]	[-49,85]	[-15,19]	[-26,41]	[-30,56]	[-30,27]	[-127,62]
NP	[-34,36]	[-26,32]	[-63,73]	[-15,20]	[-25,40]	[-28,62]	[-76,56]	[-235,71]
DEHP	[-47,49]	[-43,68]	[-58,89]	[-21,41]	[-36,108]	[-24,39]	[-114,111]	[-650,70]

Tableau 75 : Relative uncertainties (95% confidence interval) for all terms

Fin de l'article

7.7. Principales conclusions de l'article

Une méthode stochastique pour l'évaluation d'un bilan de masse de micropolluants dans une noue filtrante a été développée et appliquée. Cette méthode s'est montrée utile pour évaluer l'abattement du flux polluant intégré à l'échelle annuelle et a le potentiel de pouvoir améliorer la compréhension du devenir du flux polluant dans le substrat filtrant en conditions réelles. Dans le cas présent, ce travail a mis en évidence l'importance d'émissions de micropolluants depuis les matériaux de construction de la noue filtrante.

Cependant, démontrer la dissipation de micropolluants dans un ouvrage de biofiltration avec un bilan de masse présente certaines difficultés méthodologiques pouvant être compliquées à résoudre dans un contexte de terrain. Au-delà des enjeux associés à l'acquisition d'échantillons représentatifs de l'eau et du sol et de mesures hydrologiques fiables, ces études doivent prendre en compte les incertitudes importantes associées à l'estimation de chaque terme du bilan de masse. L'incertitude peut être limitée en s'assurant que la contamination initiale du sol est faible (ce qui est possible uniquement lorsqu'un système est spécifiquement conçu pour l'étude) et en augmentant la durée de l'étude pour couvrir plusieurs années. Cependant, une telle étude serait coûteuse car les mesures en continu, et idéalement l'échantillonnage de l'eau, devraient couvrir toute la période étudiée afin de pouvoir caractériser les flux polluants. De plus, dans le contexte non-contrôlé du terrain, les études peuvent être confrontées à des sources inattendues de polluants pouvant falsifier le bilan de masse. Ces sources comprennent les matériaux de construction, ce qui a été observé par l'étude présente, ou la pollution associée à des événements isolés tels que des accidents routiers ou des dépôts illicites de déchets. Dans certains cas, l'objectif de démontrer la dissipation *in situ* à travers un bilan de masse pourrait être aussi difficilement accessible que la baleine blanche du Capitaine Achab, nécessitant une étude longue et intensive et présentant un risque élevé d'échec du fait des apports de masse non pris en compte.

En dehors de l'approche du bilan de masse *in situ*, la compréhension de la dissipation de micropolluants organiques dans les ouvrages de biofiltration pourrait être approfondie en améliorant la représentativité des expériences contrôlées, par exemple en appliquant du ruissellement réel à des mésocosmes extérieurs. De plus, la capacité d'un site particulier à dégrader les polluants peut être caractérisée par l'étude de la présence de métabolites ou la caractérisation des types de micro-organismes présents. L'évaluation de la signature de polluants dans le substrat filtrant avec le temps pourrait aussi être un moyen de démontrer la dissipation relativement importante de certaines espèces par rapport à d'autres.

Conclusions et perspectives

Rappel des objectifs et de la méthodologie

Depuis quelques décennies, la gestion des eaux pluviales évolue d'une approche de collecte centralisée et d'évacuation rapide, vers des paradigmes de gestion à la source par des ouvrages de plus en plus souvent végétalisés et faisant appel à des fonctions écologiques. Alors qu'en France les ouvrages de gestion à la source ont encore souvent comme objectif premier la limitation du débit, ils peuvent également contribuer à la réduction du flux polluant en limitant les volumes ruisselés et en réduisant les concentrations en polluants dans l'eau. Dans le cas d'eaux pluviales polluées, comme les eaux de ruissellement de certaines voiries, il peut toutefois s'avérer utile de concevoir ces ouvrages afin d'optimiser les processus de dépollution ayant lieu. Une technique souvent employée à l'international pour le traitement à la source des eaux pluviales est celle de « biofiltration », basée sur des systèmes conçus pour le stockage, la filtration à travers un substrat végétalisé et parfois l'infiltration des eaux pluviales dans le sol sous-jacent. Cependant, ces systèmes ayant généralement pour objectif le traitement des macropolluants (comme les matières en suspension et les nutriments), leur efficacité épuratoire vis-à-vis des micropolluants, importante dans le contexte réglementaire européen de la Directive Cadre sur l'Eau, a été peu caractérisée.

Afin de répondre à cette lacune, cette thèse, qui s'inscrit dans le cadre du programme de recherche OPUR et du projet de recherche Roulépur, participe à l'amélioration de la compréhension de la rétention et du devenir des micropolluants caractéristiques des eaux de ruissellement de voirie dans un système de biofiltration. Elle s'articule essentiellement autour d'un suivi *in situ* de deux ouvrages de biofiltration linéaires situés en bordure de voirie et ayant un substrat filtrant composé d'un mélange de terre végétale et de sable calcaire : un accotement filtrant et une noue filtrante. Ce suivi comporte des mesures hydrologiques quantitatives et qualitatives en continu, un travail d'échantillonnage/analyse de l'eau de ruissellement brute et de l'eau traitée, et un travail d'échantillonnage/analyse du sol. Les objectifs de cette étude sont d'évaluer l'efficacité épuratoire des ouvrages à l'échelle de l'événement pluvial, de mieux comprendre les processus de dépollution en jeu et d'établir un bilan de masse permettant de discuter du devenir de certains polluants dans l'un des ouvrages à l'échelle annuelle.

Conclusions scientifiques

Caractérisation de la pollution des eaux de ruissellement de voirie

Le travail d'échantillonnage et de caractérisation de la pollution des eaux de ruissellement (point de suivi RR) issues d'une route départementale à fort trafic (la RD 212 à Compans, Seine et Marne) a permis de mettre en avant une contamination de cette eau, notamment par certains micropolluants identifiés comme prioritaires par la Directive Cadre sur l'Eau. En effet, parmi dix polluants prioritaires suivis, cinq (fluoranthène, benzo(a)pyrène, nonylphénol, octylphénol et DEHP) présentent des concentrations dépassant systématiquement la norme de qualité environnementale (NQE), deux sont caractérisés par des concentrations la dépassant fréquemment (anthracène et Ni). Seules les concentrations en naphthalène, Pb et Cd sont systématiquement inférieures à la norme. Parmi les ETM associés au bon état écologique, les concentrations en Cu dépassent systématiquement la NQE, alors que pour As et Zn les

concentrations la dépassent fréquemment. Seules les concentrations en Cr sont systématiquement inférieures à la NQE. De plus, les concentrations mesurées pour certains paramètres globaux (matières en suspension - MES, phosphore total et carbone organique dissous) dépassent fréquemment la valeur objective française de bonne qualité pour les eaux de surface. Ces résultats montrent le potentiel de ces eaux à contribuer à une dégradation de la qualité des milieux récepteurs au-delà des limites réglementaires.

Les niveaux de contamination caractérisés à Compans tendent à être élevés par rapport à ceux publiés dans des travaux antérieurs sur la caractérisation des eaux de ruissellement de voirie. C'est notamment le cas pour les MES, le COP, le Zn, le Pb et le Cu, paramètres dont la contamination des eaux de voiries est bien documentée dans la littérature scientifique.

Les concentrations moyennes événementielles en polluants mesurées dans les eaux de voirie varient de manière importante entre les événements pluvieux, les valeurs maximales dépassant souvent d'un ordre de grandeur les valeurs minimales. Pour la majorité des polluants, ces concentrations moyennes événementielles suivent une distribution log-normale.

La plupart des micropolluants étudiés sont associés majoritairement à la phase particulaire. C'est en particulier le cas du Cu, du Zn, du Pb, des HAP et du DNP (un phtalate), pour lesquels la phase particulaire représente généralement plus de 90% des concentrations totales. Les autres phtalates, les alkylphénols et le BPA présentent une distribution plus variable, la phase particulaire représentant en médiane entre 5 et 73% de la concentration totale, en fonction des molécules. La spéciation physique des polluants sur ce site tend également à être plus particulaire que ce qui a été rapporté lors des études précédentes.

Les coefficients de partage (K_D) des métaux traces dans les eaux de ruissellement sont nettement plus élevés que ceux issus de la littérature scientifique. De façon similaire, les K_{OC} observés dans les eaux de ruissellement pour certains micropolluants organiques (DBP, octylphénol, nonylphénol, bisphénol-A, pyrène, phénanthrène) sont supérieurs aux valeurs issues de la littérature scientifique. Ces mesures indiquent que les sources de ces polluants à Compans, qu'ils soient minéraux ou organiques, sont essentiellement particulières, probablement issues de l'usure des plaquettes de freins, des pneus et des revêtements de voirie.

Les niveaux élevés de contamination observés dans les eaux de voirie à Compans confirment la nécessité de traiter ces eaux. La nature particulaire de cette pollution soutient le choix de la filtration comme une méthode de traitement adaptée.

Efficacité épuratoire du système de biofiltration

La comparaison des concentrations en polluants entre les eaux de voirie et les eaux traitées par la noue filtrante (BFS) et par l'accotement filtrant (VFS), démontre la capacité de ces ouvrages de biofiltration à retenir la pollution particulaire. Les réductions médianes des concentrations (E_{c50}) en MES sont de 92 et de 94% respectivement pour VFS et BFS. Du fait de la bonne rétention des particules et de la nature majoritairement particulaire de la pollution à Compans, les concentrations totales sont généralement bien réduites à la sortie des ouvrages pour le carbone organique ($E_{c50}=70\%$ dans les deux systèmes), l'azote Kjeldahl ($E_{c50} : >59$ et 44% respectivement pour VFS et BFS), le phosphore total (70 et 41% respectivement), les ETM ($E_{c50} : >66-93$ et 47-89%, en excluant deux éléments apparemment lessivés du substrat filtrant, le Mo et le Sr), les hydrocarbures totaux ($E_{c50} : 71$ et 61%) et les HAP (molécules avec 2-3 cycles

aromatiques : E_{c50} : 47-93 et 21-92% ; molécules avec plus de 3 cycles : 83-95 et >82-94%). Le BPA, les AP et les phtalates sont mieux retenus (E_{c50} : respectivement 86, 32-93 et 23-83%) par l'accotement filtrant que par la noue filtrante (E_{c50} : 57, -49-76 et 8-74%). Pour les alkylphénols et les phtalates, on observe généralement l'efficacité de traitement la plus faible pour les composés les plus présents dans la phase dissoute (NP₁EC, DMP, DiBP, DBP).

En considérant la variabilité inter-événementielle, les concentrations totales de polluants sont réduites de façon significative (la distribution de concentrations totales en sortie diffère significativement de la distribution des concentrations dans les eaux de voirie) dans l'accotement filtrant pour la plupart des événements pluvieux, avec pour seules exceptions le Sr, le DiBP et le DEHP. L'efficacité de traitement (E_c = réduction de la concentration moyenne événementielle) est plus variable pour la noue filtrante, avec des augmentations de concentrations observées pour certains polluants (HAP légers, phtalates, alkylphénols) immédiatement après sa mise en œuvre. De ce fait, les concentrations totales d'un plus grand nombre de polluants (le Ba, le Sr, le naphthalène, le 1-méthyl-naphthalène, le 2-méthyl-naphthalène, l'acénaphthène, l'OP, l'OP₁EO, l'OP₂EO, le NP, le NP₁EC, le NP₁EO, le NP₂EO, le DMP, le DiBP et le DEHP) ne sont pas réduites de façon significative.

Dans les deux ouvrages, trois événements hivernaux sont associés à une rétention de particules dégradée. Cette période correspond ainsi aux pires E_c pour les polluants fortement particulaires (le Pb, le Zn, le Cu, les HAP lourds) bien retenus dans le reste du suivi.

La rétention est nettement moins efficace pour la phase dissoute des polluants étudiés que pour les concentrations totales. En fait, pour un grand nombre de polluants (le carbone organique dissous, des nutriments, des ETM, des phtalates, des HAP légers et des alkylphénols) les concentrations dissoutes en sortie de l'ouvrage sont fréquemment plus élevées que celles en entrée. Même parmi les polluants dont les concentrations dissoutes en sortie sont améliorées par rapport à celles dans les eaux de voirie, les E_c sont généralement plus faibles que celles observées pour les concentrations totales, avec des E_{c50} maximales de 64% pour les nutriments dans les deux ouvrages, de 35 et 57% pour les ETM respectivement dans le VFS et le BFS, de >47 et >44% pour les HAP, de 79 et 43% pour le BPA, de 74 et 59% pour les alkylphénols et de 8 et 21% pour les phtalates.

L'efficacité épuratoire pour la phase dissoute des polluants est également sujette à plus de variabilité inter-événementielle que celle associée aux concentrations totales. De ce fait, un nombre relativement faible de polluants sont retenus de façon significative dans la phase dissoute (NH₄⁺, Phen, Fluo, Pyr, BPA et OP dans le VFS et NH₄⁺, Phen, OP, NP₁EO et NP₂EO dans le BFS). Là encore, pour certains polluants, les pires performances observées dans la noue filtrante ont lieu dans la période suivant immédiatement sa mise en place.

Le bilan de masse, calculé dans le cas de la noue filtrante pour une sélection de polluants, permet d'évaluer la réduction des flux polluants à l'échelle annuelle. De manière générale, on s'attendrait à des réductions de flux plus élevées que les réductions de concentration du fait d'un abattement de volume. Cependant, dans cet ouvrage, les réductions de flux pollutant calculées (de 30-60% pour les MES, des ETM, des HAP, le BPA et des alkylphénols) sont généralement plus faibles que les E_{c50} observées (de 56-94% pour les mêmes polluants). Seul le DEHP avec une réduction de flux polluants de 21 % et une réduction médiane de concentration de 9% échappe à cette tendance. Cela s'explique essentiellement par une faible proportion d'eau abattue par évapotranspiration dans le système (20%) par rapport à une

proportion surversée relativement élevée (38%), surverse pour laquelle la qualité de l'eau a été supposée similaire à celle à l'entrée. De ce fait, une proportion relativement importante de la masse de chaque polluant entrée dans l'ouvrage est surversée (27-35%, en fonction des polluants), ce qui indique que la performance de l'ouvrage pourrait être améliorée en augmentant l'espace de stockage à la surface ou le débit de traitement (en agrandissant la surface du filtre).

Dans la noue filtrante étudiée, qui est étanche, drainée et dont la surface est égale à 4.5% de la surface du bassin versant d'apport, l'amélioration de la qualité de l'eau drainée est responsable de la majorité de la réduction du flux polluant pour tous les contaminants étudiés, l'abattement volumique ayant un rôle limité, à l'exception du DEHP dont la réduction de concentration est très faible. L'abattement volumique devient un levier important pour réduire le flux polluant lorsque les concentrations à la sortie sont peu améliorées par rapport à celles des eaux non-traitées, soit parce que la concentration du polluant considéré est difficile à abattre (fractions dissoutes, polluants hydrophiles, polluants pouvant être émis par les matériaux de construction de l'ouvrage), soit parce qu'elle est déjà relativement faible en entrée (cas des surfaces urbaines générant des niveaux de contamination plus faibles).

Processus de transport et de rétention en jeu

A travers une caractérisation de la composition des MES dans les eaux de ruissellement non-traitées et dans les eaux drainées de l'accotement filtrant et de la noue filtrante en périodes de fonctionnement normal et dégradé, une meilleure compréhension des processus de filtration et d'érosion de particules ayant lieu dans les biofiltres a pu être développée.

En période de fonctionnement normal, les MES présentes en faible concentration dans les eaux de drainage de la noue filtrante correspondent à un mélange entre des MES issues de la route et des particules fines du substrat de la noue filtrante, indiquant une érosion de celles-ci. Cet effet est moins net au niveau de l'accotement filtrant, indiquant que ce lessivage de particules fines serait plus caractéristique d'un ouvrage jeune comme la noue filtrante (âgée de 2 mois à 16 mois au cours de l'étude), qu'un ouvrage plus mature comme l'accotement (âgé de 3.5 ans à 5 ans au cours de l'étude) où le réseau racinaire est beaucoup plus dense.

Pendant la période de fonctionnement dégradé (période hivernale lorsque du sel de déglacage a été appliqué à la surface de la route), la nature des MES des eaux de drainage de l'accotement filtrant et de la noue filtrante se rapproche de celles des eaux brutes de voirie, ce qui indique que le fonctionnement dégradé est dû à une filtration moins efficace des particules issues de la route plutôt qu'à la déstabilisation des particules du substrat. Des écoulements préférentiels sont probables dans la noue filtrante pendant cette période, ce qui explique en partie cette efficacité diminuée. De plus, on observe que la granulométrie des particules issues de la route est plus fine pendant cette période hivernale. La composition chimique des MES des eaux de ruissellement est en revanche stable entre les deux périodes, ce qui indique que les sources de particules sont les mêmes. La plus faible granulométrie observée (mais non expliquée) durant la période hivernale peut également contribuer à la dégradation des performances de l'ouvrage, la filtration des particules très fines ($<10\mu\text{m}$) étant moins efficace que celle des particules de diamètre supérieur. Ces particules étant plus petites que la taille des pores du substrat dans lesquels circule l'eau gravitaire, leur filtration repose sur l'attachement au substrat et non pas sur le criblage.

Pour mieux comprendre le comportement des polluants dissous dans les biofiltres étudiés, les concentrations dissoutes qui seraient attendues du fait d'un équilibre avec la concentration du substrat (calculées sur la base du K_D d'adsorption établi en essais batch) sont comparées aux concentrations réellement observées pour une sélection de polluants. Pour le cuivre, les concentrations mesurées en phase dissoute sont nettement supérieures à celles prévues et l'efficacité de rétention de la fraction dissoute semble diminuer avec l'âge du système. Pour le zinc, les concentrations dissoutes mesurées et attendues sont du même ordre de grandeur mais sont plus variables dans le cas du suivi. Les temps de séjour estimés dans l'ouvrage (12-72 h en fonctionnement normal) paraissant suffisants pour établir un équilibre entre le sol et l'eau, d'autres facteurs explicatifs sont à rechercher pour expliquer l'absence apparente d'équilibre avec le sol. Le cuivre semble interagir fortement avec le COD qui facilite son transport. Le zinc semble également être influencé à un moindre niveau par le COD et aussi par le NaCl. Parmi les autres facteurs non caractérisés pouvant intervenir nous citerons le transport colloïdal ou l'établissement d'un nouvel équilibre entre les particules de MES et les polluants dissous dans les eaux de drainage après leur prélèvement.

Les concentrations dissoutes en micropolluants organiques sont dans l'ensemble cohérentes avec celles correspondant à l'équilibre avec le sol. Pour le DBP (phtalate), l'octylphénol, le bisphénol-A, le pyrène et le phénanthrène (HAP), les concentrations mesurées sont parfois plus faibles que celles prévues. Néanmoins, les réductions de concentration en micropolluants dissous sont généralement faibles dans la noue filtrante. Pour ces polluants, les teneurs dans le sol sont suffisamment élevées pour être proches de l'équilibre avec la concentration dissoute des eaux brutes sans sorption supplémentaire significative. D'après les bilans de masse cette contamination ne peut pas s'expliquer par l'apport via les eaux de ruissellements sur les 13 mois de fonctionnement. Dans le cas des HAP, elle serait due à une pollution du substrat à l'état initial. Pour les phtalates, les alkylphénols et le BPA, le sol semble avoir été fortement pollué durant les premiers mois de fonctionnement du fait d'émissions de ces polluants depuis les matériaux de construction, hypothèse confirmée par les tests de lixiviation en batch de ces matériaux. L'adsorption de ces polluants sur le sol limite l'effet de ces émissions sur la qualité de l'eau à court terme mais conduit à une saturation de la capacité de sorption du substrat dès le début du fonctionnement de l'ouvrage, limitant sa capacité à traiter la pollution dissoute.

Perspectives de recherche

Travaux complémentaires à Compans

Les résultats de la présente thèse soulèvent des questions par rapport au processus gouvernant la performance des ouvrages de biofiltration à Compans. Sont présentés ci-après des travaux complémentaires qui permettraient de mieux comprendre le fonctionnement de ce système.

Caractérisation des particules

Une meilleure caractérisation des particules pourrait aider à mieux comprendre les phénomènes menant à une dégradation du fonctionnement du filtre à certaines périodes. Un nombre plus important de mesures de granulométrie des eaux de voirie et des eaux drainées en différentes saisons est nécessaire. Il s'agit d'évaluer si la présence de plus petites particules est récurrente en hiver et relève effectivement d'un phénomène saisonnier. Ce travail pourrait être couplé à une caractérisation des particules en entrée et en sortie de l'ouvrage par

microscopie électronique à balayage couplée à une microanalyse X qui permettrait de comparer la nature des particules entre l'entrée et la sortie et entre les saisons afin d'évaluer s'il s'agit de particules de sources différentes et/ou si leur niveau d'agglomération diffère suivant les saisons. Si une différence dans l'agglomération des particules en hiver est effectivement mise en évidence, il pourrait être intéressant d'effectuer des essais en batch afin d'observer l'effet de différentes concentrations de NaCl sur la granulométrie et ainsi de préciser si certaines concentrations en sel peuvent mener à une stabilisation des petites particules. La thèse de Lucie Barbier, actuellement en cours à l'Université de Lorraine et portant sur le traitement des eaux de ruissellement à forte charge saline, pourrait également permettre à répondre à certaines de ces questions.

Caractérisation de polluants dissous

La rétention de certains ETM dissous présentée dans cette thèse a été plus faible que ce qui serait attendu sur la base d'un équilibre avec le sol. Une explication possible réside dans la spéciation des espèces dissoutes dans les eaux de ruissellement de voirie et/ou l'évolution de cette spéciation lors de la traversée du filtre. La méthodologie employée ici distingue uniquement phases dissoute et particulaire, via une filtration à 0.45 µm, correspondant à une spéciation physique. Cependant, certaines espèces incluses dans la phase dissoute peuvent être associées à la matière organique ou aux colloïdes minéraux. Une caractérisation de la spéciation chimique de ces espèces (expérimentale ou par modélisation géochimique) serait une façon de mieux comprendre la performance observée.

Une meilleure caractérisation de la matière organique dissoute dans les eaux de ruissellement et de son évolution après passage par le filtre pourrait permettre de mieux comprendre les évolutions de spéciation éventuelles. Dans le cadre du projet Roulépur, la matière organique dissoute a été analysée avec des mesures en fluorescence 3D. Cependant, ces mesures n'ont pas été exploitées dans le cadre de cette thèse. L'exploitation de ces mesures pourrait aider à expliquer des évolutions de spéciation suspectées.

Réflexion sur l'optimisation du fonctionnement hydrologique

Le travail de bilan de masse effectué dans le cadre de cette thèse a démontré que la rétention d'eau dans l'ouvrage étudié est relativement faible et que le phénomène de surverse est fréquent et important. La thèse s'est focalisée essentiellement sur la capacité du système à réduire les concentrations dans l'eau. Pour certains polluants dont la rétention est faible, une optimisation de la rétention de l'eau dans le système permettrait d'améliorer fortement la réduction du flux polluant. Ces réflexions seront abordées dans la thèse de Tala Kanso sur la mesure et la modélisation du fonctionnement hydrologique de l'ouvrage à Compans, actuellement en cours.

Dans le cadre de cette thèse, la caractérisation de la performance des systèmes de biofiltration à Compans a été faite pour un nombre limité d'événements pluvieux. Il est alors difficile de généraliser certaines observations faites au cours de la thèse à partir des données disponibles. En particulier, nous avons mis en avant un fonctionnement dégradé vis-à-vis de la filtration des particules qui semble être saisonnier, en hiver pendant des conditions particulièrement froides et lors de l'application de sel de déglçage. Seul un suivi en continu de la qualité de l'eau (turbidité, conductivité) en sortie de l'ouvrage permettrait de généraliser ces observations et de comprendre si le fonctionnement dégradé se reproduit de manière saisonnière chaque hiver

ou si les concentrations élevées en particules à la sortie de l'ouvrage surviennent également en d'autres occasions, par exemple lors de l'arrivée des eaux douces après une période de salage ou en cas de rétractation des argiles lors d'une période sèche en été.

La mesure en continu du potentiel redox et du pH dans le fond du massif fournirait également des informations intéressantes sur les conditions qui conditionnent la rétention des métaux ainsi que sur l'activité microbiologique.

Besoin d'un observatoire de la biofiltration des eaux de ruissellement avec un suivi pérenne

Les travaux de cette thèse ont été menés sur des ouvrages jeunes. Or, on peut s'attendre à des évolutions du comportement d'un ouvrage de biofiltration avec son vieillissement. En effet, on pourrait observer des évolutions du fonctionnement hydrologique du fait du colmatage du substrat filtrant (physique- du fait du cumul de particules interceptées dans les pores du substrat- ou chimique- du fait de la précipitation de CaCO_3) ou du fait du développement de la végétation, qui pourrait augmenter le rôle de l'évapotranspiration et dont les racines peuvent favoriser la perméabilité du substrat et stabiliser celui-ci. On pourrait également s'attendre à des évolutions de l'efficacité épuratoire du fait de l'accumulation de polluants dans le substrat filtrant ou du fait de la formation d'une litière organique en surface qui pourrait favoriser la rétention de la fraction dissoute.

Le suivi à long terme d'un ouvrage de biofiltration apparaît comme nécessaire afin d'observer ces comportements ou d'autres évolutions inattendues. Ce suivi pourrait s'appuyer principalement sur la mesure en continu décrite précédemment, éventuellement couplée à des travaux ponctuels d'échantillonnage et d'analyse de l'eau et du sol. La mesure en continu de l'état hydrique du substrat filtrant à plusieurs emplacements permettrait aussi de décrire l'écoulement de l'eau dans l'ouvrage.

Suivi à long terme à Compans

A travers l'étude actuelle, le système de Compans a été rigoureusement caractérisé. Les travaux ont permis d'évaluer les distributions statistiques des concentrations moyennes événementielles en polluants dans les eaux de voirie et dans les eaux traitées, de qualifier la capacité du sol à fixer les polluants dissous et d'évaluer le stock de polluants présents dans le substrat après 13 mois de fonctionnement.

Continuer le suivi en continu pendant quelques années, puis réévaluer le stock de pollution dans le sol permettrait de mieux comprendre le devenir des polluants dans le système à plus long terme. Ce type de suivi permettrait notamment d'observer si les matériaux de construction continuent à émettre de la pollution à long terme et de voir si cette pollution se dégrade avec le temps, permettant ainsi de rétablir la capacité de sorption du système.

Suivi d'un ouvrage « idéal »

La configuration de la noue filtrante de Compans ne semble pas optimale par rapport à son fonctionnement hydraulique et épuratoire, notamment du fait de la présence de matériaux pouvant être sources de micropolluants organiques, de la contamination initiale du substrat filtrant en HAP, la tendance du substrat à se fissurer, menant à la formation d'écoulements préférentiels et d'un dimensionnement hydrologique insuffisant. Ainsi, il serait intéressant de

construire et suivre sur la durée un nouveau système amélioré par rapport à ces aspects. La conception de ce nouvel ouvrage pourrait également s'appuyer sur d'autres retours d'expérience en France et à l'international.

Ce travail de thèse a également mis en avant les difficultés associées au suivi d'un ouvrage qui n'a pas été prévu pour cela dès sa conception. Il est possible de formuler quelques recommandations pour concevoir un ouvrage de biofiltration favorable à un suivi in situ. Cet ouvrage devrait :

- Etre équipé pour la mesure dès sa mise en œuvre de façon à ne pas avoir à remanier le sol après sa stabilisation et à pouvoir suivre l'ensemble de la vie de l'ouvrage.
- Avoir une géométrie aussi simple que possible, avec une surface horizontale pour une répartition de l'eau aussi homogène que possible sans nécessiter de redans, et une taille modérée.
- Etre situé en proximité directe du bassin versant d'apport ; éviter les dispositifs pouvant générer un prétraitement / une perte importante d'eau en amont de l'ouvrage.
- Avoir une arrivée d'eau canalisée afin de permettre la quantification et le prélèvement directs de l'eau arrivant et ne pas avoir recours à un bassin versant de référence qui est une source possible de biais.
- Être aménagé de façon à éviter les courts circuits (l'eau contourne alors l'ouvrage du fait de la pente longitudinale) ou des écoulements préférentiels.
- Se situer sur un site où les eaux de ruissellement présentent des charges polluantes significatives si on souhaite étudier les processus de rétention/devenir des micropolluants.
- Comporter un substrat filtrant homogène dont la teneur initiale est faible pour les polluants suivis ; la qualité de ce substrat à l'installation doit être bien caractérisée.
- Ne pas être aménagé avec des matériaux de construction pouvant être sources des polluants suivis.

Les conditions de drainage d'un ouvrage prévu pour le suivi sont également essentielles à considérer lors de sa conception. Le drainage et l'étanchéité d'un ouvrage de biofiltration sont considérés comme optionnels, à mettre en place en fonction des caractéristiques du site et des objectifs à atteindre. Cependant, il est très difficile de suivre les flux d'eau et de polluants dans un ouvrage non-drainé. On peut mesurer l'état hydrique du sol, mais l'estimation des flux d'infiltration/exfiltration nécessite un recours à un modèle d'écoulement en milieu poreux. De même, bien qu'il existe des méthodes pour échantillonner les eaux interstitielles dans un sol non-drainé (piézomètres, bougies poreuses, plaques poreuses, lysimètres à mèches...), ces méthodes collectent l'eau localement et peuvent impliquer des problèmes importants de représentativité. L'installation d'un drain dans un ouvrage de biofiltration facilite fortement la caractérisation des flux. L'utilisation d'une géomembrane permet la quantification de l'ensemble de l'eau ressortant du système ; sans cela, une partie de l'eau sera infiltrée dans les couches sous-jacentes. Ne pas comptabiliser cette eau dans les calculs de flux revient à considérer qu'elle est négligeable, ce qui peut être très faux.

Pourtant, nous avons vu dans l'étude présente que ces matériaux peuvent être une source de micropolluants organiques. Ainsi, la capacité épuratoire d'un système comprenant ces matériaux vis-à-vis de ces polluants serait moindre que celle d'un ouvrage ne comportant pas de matériaux synthétiques. Bien qu'on puisse tenter de minimiser cet effet, en évaluant les émissions des polluants depuis plusieurs types de matériaux afin de construire l'ouvrage avec ceux émettant le moins de polluants possibles, il est assez improbable de trouver des matériaux

avec une émission nulle tant les micropolluants organiques, comme les alkylphénols et les phtalates, sont omniprésents dans les matériaux synthétiques,

De plus, l'étanchéification et le drainage modifient le comportement hydrologique de l'ouvrage, ce qui peut aussi modifier sa capacité épuratoire. Il serait intéressant de développer le suivi métrologique d'un ouvrage infiltrant dont les conditions aux limites sont imposées par le sol sous-jacent, en parallèle du suivi d'un ouvrage identique mais étanche et drainé. Ce travail pourrait être complété par une étude de modélisation hydrologique permettant d'approcher la représentativité de l'efficacité épuratoire d'un ouvrage drainé et étanche par rapport à un ouvrage infiltrant. Cette approche permettrait ainsi de considérer l'effet des conditions de drainage sur les conditions d'humidité et les temps de séjour dans l'ouvrage, deux paramètres susceptibles de modifier les processus de dépollution. Un travail de ce type aurait essentiellement pour objectif de considérer la représentativité de la performance épuratoire d'un ouvrage de biofiltration étanche et drainé par rapport à un ouvrage de biofiltration infiltrant dont la caractérisation du flux polluant est difficilement faisable.

Modélisation des processus associés au devenir des polluants

Une phase de modélisation était initialement prévue dans le cadre de cette thèse ; son objectif était de mieux comprendre le rôle de différents processus dans la rétention et le devenir de polluants dans l'ouvrage. Ce travail a été initié lors du stage de Tianran Dong, portant sur l'étude bibliographique de modèles de transport réactif et de devenir de polluants dans les ouvrages de biofiltration et sur une analyse de sensibilité du modèle Hydrus pour certains des polluants étudiés (Dong, 2016). Un séjour de deux mois a également été effectué à Monash University en Australie en 2017, afin de prendre en main le modèle de rétention de micropolluants dans les ouvrages de biofiltration MPIRE (Randelovic et al., 2016). Faute de temps, ce travail n'a pas pu être achevé et inclus dans ce manuscrit de thèse. Néanmoins, un travail de modélisation des processus de devenir des polluants dans un ouvrage de biofiltration demeure une perspective intéressante en complément du travail expérimental réalisé.

Dans sa forme actuelle, le modèle MPIRE considère uniquement les micropolluants sous leur forme dissoute. MPIRE intègre différents processus conditionnant le devenir des polluants : volatilisation, biodégradation, rétention par sorption instantanée réversible et/ou sorption cinétique irréversible. Suite aux résultats acquis à Compans sur la spéciation physique des polluants dans les eaux brutes caractérisant une pollution essentiellement particulaire, il apparaît indispensable d'associer ou d'inclure à MPIRE un modèle de filtration des polluants particulaires. Il serait également intéressant d'inclure la possibilité d'une interaction entre la phase dissoute et les matières en suspension afin d'évaluer si ces interactions peuvent expliquer, au moins partiellement, la présence d'ETM dissous en sortie de l'ouvrage.

Modéliser le comportement des polluants pour un fonctionnement idéalisé de l'ouvrage à Compans, permettrait de formaliser les processus de devenir théoriquement attendus pour chaque polluant étant donné ses propriétés physico-chimiques. La confrontation des résultats issus d'une telle modélisation aux résultats de terrain permettrait de hiérarchiser l'importance relative des différents processus entrant en jeu, étant donné les hypothèses théoriques de modélisations, et d'identifier s'il y a d'autres processus non-décrits qui semblent jouer un rôle important.

Si ce modèle peut être validé pour ce site, il pourrait également être utilisé pour estimer le devenir de polluants à long terme, un objectif qui n'a pas pu être atteint par le travail de terrain mené.

Conclusions et recommandations opérationnelles

Au cours du suivi *in situ* des ouvrages de biofiltration à Compans, nous avons eu l'occasion d'observer le fonctionnement réel de ce site. Ce fonctionnement diverge parfois de celui prévu lors de sa conception. L'observation de telles divergences permet de formuler des conclusions et recommandations opérationnelles.

Identification de la nécessité de traitement

Lors de la conception d'un assainissement routier ou d'un système de gestion des eaux de ruissellement d'une voirie urbaine, il convient d'évaluer le potentiel polluant de ce site. Si la pollution de l'eau au départ est faible, ce qui est le cas d'une grande partie de voiries peu fréquentées, il sera difficile de réduire les concentrations et la mise en place d'un dispositif de « dépollution » visant spécifiquement l'abattement des concentrations n'est pas pertinent. Ces eaux contribuent néanmoins à la pollution diffuse des milieux aquatiques du fait de l'importance des volumes en jeu. On cherchera à maîtriser ce flux polluant en limitant le volume de ruissellement par une gestion à la source favorisant l'évapotranspiration et, lorsque cela est possible l'infiltration.

Emplacement des ouvrages de traitement

Lorsque la dépollution de l'eau s'avère nécessaire, il est important d'assurer que l'ouvrage de traitement intercepte la majorité du flux d'eau. Ainsi, choisir son emplacement nécessite une compréhension préalable du fonctionnement hydrologique du site. Le dimensionnement devrait par ailleurs s'assurer qu'au moins 80% du volume de pluie annuelle soient interceptés et traités par le système (volumes surversés <80%).

L'utilité d'une approche de modélisation

Les méthodes de conception couramment employées en France en milieu routier mais aussi en aménagement urbain, sont essentiellement basées sur le calcul du débit de pointe, du débit de rejet autorisé au milieu et des volumes de stockage nécessaires. Elles ne permettent pas de considérer la répartition des flux d'eau entre différentes parties du système d'assainissement ou de prendre en compte le rôle de l'infiltration. Des outils de modélisation simples, prenant en compte le ruissellement de l'eau, son stockage, l'évapotranspiration et son infiltration, peuvent être utiles pour aborder le fonctionnement hydrologique d'un site lors de sa conception à travers la simulation des flux d'eau pour une chronique de pluie et d'évapotranspiration typique de la région étudiée. Ce type de modélisation nécessite une estimation de la conductivité hydraulique du sol et de la géométrie du site. Dans le cadre de la thèse, le fonctionnement hydrologique du site de Compans a été étudié à l'aide du logiciel SWMM de l'US EPA, logiciel facile à utiliser et en distribution libre, dont l'usage en milieu opérationnel est répandu en Amérique du nord. Des outils équivalents, adaptés à la conception des techniques alternatives de gestion des eaux pluviales, commencent à apparaître en France. La plus large diffusion de leur usage passe sans doute par un effort supplémentaire de

formation des personnels ainsi que l'exigence d'un recours à ces outils dans les appels d'offre de marché publics.

Emplacement des ouvrages de traitement dans le climat d'Ile-de-France

Le climat d'Ile-de-France est caractérisé par une pluviométrie fréquente, bien répartie et peu intense. Dans ce contexte, lorsque les eaux de ruissellement sont dirigées vers un ouvrage végétalisé perméable, la majorité du flux d'eau tend à s'infiltrer dès son arrivée sur une surface perméable (accotement nu ou végétalisé). Ainsi, une grande partie du flux d'eau et de polluant, à l'échelle annuelle, sera gérée par la partie de l'ouvrage située en proximité immédiate de l'arrivée d'eau. De ce fait, lorsqu'un ouvrage de dépollution est mis en place, il doit être localisé aussi près que possible de la source de ruissellement (dans le cas des eaux de voirie, la route).

Milieu urbain. Si une dépollution est nécessaire en milieu urbain, où les contraintes de sécurité sont plus faibles et les routes ont une emprise relativement limitée, il doit être possible de localiser une noue avec un massif filtrant directement en bordure de voirie (Figure 102). Elle pourra être alimentée par ruissellement direct depuis la chaussée (absence de bordure, bordures ajourées ou avec des points bas réguliers). Le massif filtrant devra alors englober l'ensemble du talus et du fond de la noue. Alternativement, une noue filtrante ou des cellules de biofiltration pourront être alimentés par des apports canalisés. Dans ce cas, il pourrait être nécessaire de prévoir un dispositif de dissipation d'énergie afin d'éviter l'érosion du sol.



Figure 102 : Exemples d'alimentation en eau de noues à en proximité immédiate de la route, aménagements respectivement situés à Torcy, à Montévrain et à Vitry (Gromaire, 2018a)

Milieu routier. Les routes départementales, les routes nationales et les autoroutes sont caractérisées par des limitations de vitesse plus élevés et des structures sous-jacentes (fondations) à l'emprise plus importante. La vitesse de conduite plus élevée sur ces routes implique des contraintes sécuritaires : un dénivelé trop fort en proximité immédiate de la route est ainsi à proscrire. La structure portante de la route est souvent recouverte de terre végétale pour former un accotement végétalisé, comme celui observé à Compans. La présence d'une telle structure rend difficile l'implantation d'une noue filtrante avec une profondeur de substrat suffisante en bordure immédiate de la chaussée.

A Compans, l'accotement végétalisé intercepte la majorité du flux polluant, rendant inutile l'emplacement d'un ouvrage de traitement en aval de ce système. Cependant, le niveau du sol d'un ouvrage traitant les eaux de ruissellement de voirie connaît un rehaussement irrégulier avec le temps du fait de l'humification de la biomasse végétale après fauchage et de l'accumulation des sédiments provenant de la route qui forment un bourrelet le long de la rive

de chaussée au-dessus du niveau d'accotement (Figure 103). En moins de quatre ans, le niveau du sol sur un bief de l'accotement à Compans a ainsi dépassé le niveau de la route. L'eau n'arrive alors plus sur l'accotement de façon diffuse mais forme des écoulements longitudinaux le long de la route et arrive de manière concentrée à un point où le niveau du sol est plus faible ou arrive à éroder le dépôt en créant des flux concentrés.

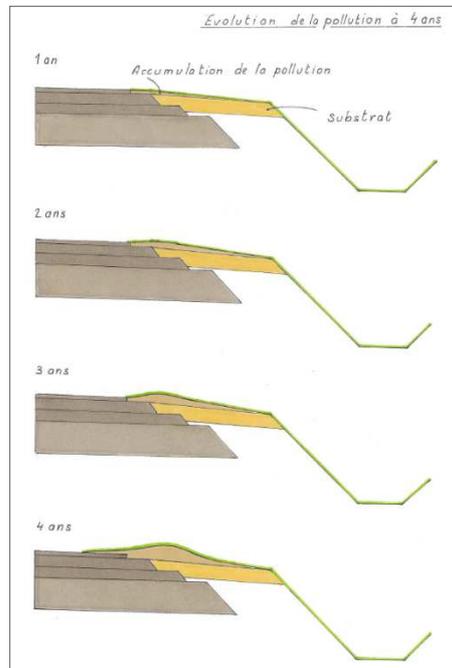


Figure 103 : Schéma représentant l'évolution de l'accotement de Compans, réalisé par le CD77 sur la base de leurs observations (Thomas, 2016b)

A partir de ces observations, trois cas de figures sont envisageables pour implanter des biofiltres en proximité de ce type de route. On note qu'un pré requis à la mise en œuvre de tout système de gestion des eaux pluviales est qu'il doit être le plus robuste possible, efficace dans des conditions de flux d'eau et de polluants très variables (vis à vis des flux d'eau et des flux polluants) et de maintenance aisée. Dans le cas spécifique des ouvrages végétalisés, la végétation doit être adaptée aux conditions de fonctionnement et de sécurité.

- Une option est de concevoir l'accotement comme un ouvrage de biofiltration. Dans ce cas, la terre de l'accotement sera remplacée par le massif filtrant. Dans cette configuration, il sera néanmoins nécessaire de prévoir un dispositif de gestion hydrologique pour les pluies de volume ou de débit très important (une noue ou un fossé suivant l'accotement). Ce type d'accotement filtrant nécessitera une inspection et une maintenance régulière (arasement du sol de l'accotement) afin d'assurer que l'eau continue à l'alimenter de façon optimale. Le niveau initial du sol de l'ouvrage doit se situer à quelques centimètres plus bas que le niveau de la route afin de permettre un temps de fonctionnement suffisant entre les arasements. On note également que le sol issu de ces arasements constitue alors un sous-produit du traitement de l'eau potentiellement pollué ; qui doit être géré dans une filière adaptée. L'arasement des accotements est une opération de maintenance courante en milieu routier. Néanmoins, pour éviter les défaillances, il nous semble préférable de limiter l'usage des accotements comme ouvrage de gestion hydrologique au cas des voiries ne générant pas de très fortes charges particulières et ne présentant pas de pente longitudinale marquée. Il est

en effet très difficile de maintenir un écoulement homogène et en lame mince dans ces derniers cas.

- Une deuxième option, nécessitant à priori une maintenance moins importante, serait de prévoir un accotement de sécurité en enrobé (ou autre matériau peu perméable et non végétalisé) suivi d'un talus pentu qui guiderait l'eau vers une noue filtrante. La pente importante du talus devrait empêcher la sédimentation des particules en proximité immédiate de la route. Cependant, l'accotement doit être conçu avec un matériau très stable (non-fissurable) et le niveau d'infiltration attendu au niveau de cet accotement, étant donné sa perméabilité, la géométrie de l'ouvrage et la pluviométrie locale doit être contrôlé. Le CD 77 a conçu un ouvrage de ce type récemment lors du réaménagement de la RD 1605 (Figure 104).

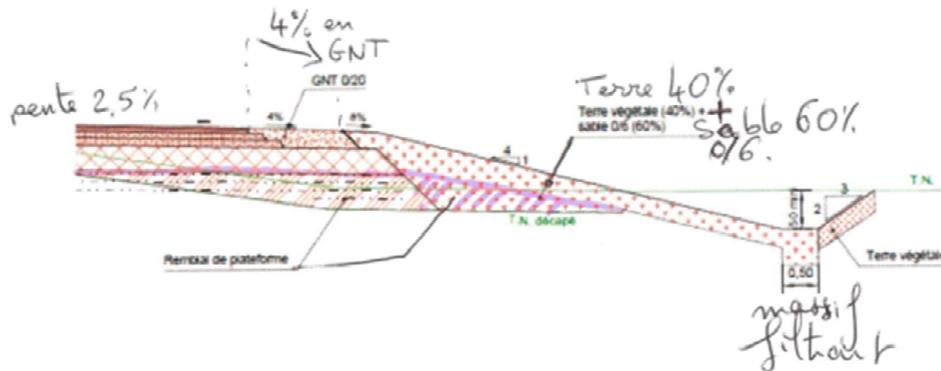


Figure 104 : Dispositif de biofiltration avec talus et noue filtrante mis en place par le CD77 sur la RD 1605 (CD 77, 2016b)

- Une troisième option, lorsque l'espace disponible est contraint ou que la pente longitudinale de la route est importante, serait d'amener l'eau au droit du massif filtrant par des apports canalisés, par exemple une grille avaloir au sol suivi par un tuyau ou une descente tuilée.

Recommandations par rapport au type de substrat filtrant

Le comportement de l'ouvrage de biofiltration étudié dans le cadre de cette thèse permet d'établir un certain nombre de recommandations vis-à-vis du choix et de la méthode de fabrication du substrat filtrant. Le substrat filtrant employé à Compans est un mélange de terre végétale et de sable calcaire. Le choix du sable calcaire se base sur l'emploi fréquent de ce matériau en milieu routier, notamment dans les bétons. Le recours à du matériau de filtration en calcaire concassé n'est généralement pas recommandé du fait d'un risque de dissolution, l'infiltration au travers de sols calcaires peut ailleurs générer du colmatage chimique par précipitation de CaCO_3 (Ricard et al., 2013). Les règles de conception des filtres plantés de roseaux pour l'épuration des eaux usées stipulent par exemple que le matériau filtrant doit être siliceux et contenir moins de 20% de CaCO_3 (Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux, 2005). Nous n'avons cependant pas observé de problèmes lors du suivi réalisé à Compans; il semble même que le calcaire puisse jouer un rôle protecteur contre les effets nocifs du sel de déglacage sur le substrat. Les ouvrages étudiés sont toutefois jeunes (<5 ans) et cet effet pourrait se produire à moyen terme.

L'étude de Compans souligne également l'importance de considérer l'origine des terres ou des sables employés pour constituer un substrat filtrant. En effet, lorsque ces matériaux sont déjà

contaminés par un ou des polluants, la capacité du substrat à retenir la phase dissoute de ce polluant sera limitée. On note que les sols de surface en Ile-de-France tendent à être contaminés par les HAP et seraient donc peu adaptés à la rétention de cette famille de polluants.

Enfin, on a observé la formation de fissures dans le substrat filtrant à Compans pendant certaines périodes, ce qui a mené à une dégradation de l'efficacité de filtration. La rétractation du sol durant les périodes sèches est en particulier susceptible de générer des cheminements préférentiels à l'interface entre le bord de la chaussée ou la structure portante et le massif filtrant. Afin d'éviter ce type de comportement, il est important de limiter la quantité d'argiles dans le substrat. Les guides internationaux recommandent une teneur en argiles et limons inférieure à 20%.



Figure 105 : Exemple de rétractation du sol à la jonction entre une noue et le bord de la chaussée à Torcy (Gromaire, 2018b)

La noue filtrante a été construite pendant une période pluvieuse. La terre étant humide lors de la phase de mélange avec le sable, le substrat s'en est trouvé hétérogène. Il est donc nécessaire de fabriquer le substrat filtrant sous des conditions favorables. Si ce type d'ouvrage est amené à se développer, on pourrait imaginer des centrales dédiées à la fabrication des mélanges terres-sables avec des conditions opérationnelles contrôlées et répétables.

Recommandations par rapport aux matériaux de construction

A l'international, il existe un grand nombre de guides de conception et de maintenance des systèmes de biofiltration. Ces guides permettent aux acteurs opérationnels de profiter d'un retour d'expérience et de bénéficier de règles claires tant pour la conception que pour la maintenance de ces ouvrages. Cependant, les guides étrangers ne sont pas directement applicables en France du fait de différences dans les contextes climatiques et dans les objectifs assignés aux ouvrages de gestion des eaux de ruissellement. L'intérêt pour la technique de biofiltration est croissant en France et les dispositifs se multiplient sans un véritable encadrement. Afin d'assurer l'établissement de bonnes pratiques, il serait intéressant d'établir un guide de ce type, adapté au contexte français.

De l'intérêt d'un guide de conception d'ouvrages de filtration à la source des eaux de ruissellement

A l'international, il existe un grand nombre de guides de conception et de maintenance des systèmes de biofiltration. Ces guides permettent aux acteurs opérationnels de profiter d'un

retour d'expérience et de bénéficier de règles claires tant pour la conception que pour la maintenance de ces ouvrages. Cependant, les guides étrangers ne sont pas directement applicables en France du fait de différences dans les contextes climatiques et dans les objectifs assignés aux ouvrages de gestion des eaux de ruissellement. L'intérêt pour la technique de biofiltration est croissant en France et les dispositifs se multiplient sans un véritable encadrement. Afin d'assurer l'établissement de bonnes pratiques, il serait intéressant d'établir un guide de ce type, adapté au contexte français.

Ce guide devrait comprendre notamment des éléments par rapport aux critères de choix pour mettre en place ce type d'aménagement (niveau de pollution associé au bassin versant, aspects géologiques, risques de pollution lorsqu'il existe une vulnérabilité du milieu récepteur), à l'emplacement des ouvrages, à la conception du substrat filtrant, au dimensionnement de l'ouvrage, aux conditions de drainage à prévoir, à la conception du système afin de pouvoir gérer les pollutions accidentelles, aux types de végétation adaptés et à la fréquence et les types d'entretiens nécessaires.

La rédaction d'un tel guide devrait être accompagnée d'un travail de diffusion et de formation auprès des différents acteurs (par exemples, maîtres d'ouvrage, bureau d'études, entreprises de BTP, services en charge de la police de l'eau).

Bibliographie

- Abdel-Shafy, H.I., Mansour, M.S.M., 2016. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egypt. J. Pet.* 25, 107–123. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>
- Akan, A.O., 2014. Hydrologic Modeling of Urban Vegetative Filter Strips. *J. Hydrol. Eng.* 19, 188–195. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000761](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000761)
- Akan, A.O., 2013. Preliminary Design Aid for Bioretention Filters. *J. Hydrol. Eng.* 18, 318–323. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000554](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000554)
- Akan, A.O., Atabay, S., 2016. Hydrologic design aid for urban grass filter strips. *Water Environ. J.* 30, 4–13. <https://doi.org/10.1111/wej.12155>
- Al Ali, S., Debade, X., Chebbo, G., Béchet, B., Bonhomme, C., 2017. Contribution of atmospheric dry deposition to stormwater loads for PAHs and trace metals in a small and highly trafficked urban road catchment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 26497–26512. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0238-1>
- Alletto, L., 2015. Plaques poreuses UMS.
- Ammann, A.A., Hoehn, E., Koch, S., 2003. Ground water pollution by roof runoff infiltration evidenced with multi-tracer experiments. *Water Res.* 37, 1143–1153.
- Armeni, L.E., 2010. The Efficiency of Vegetated Biofilters to Mitigate Highway Stormwater Runoff and the Fate of these Contaminants within the Bed. Ohio University.
- Aryal, R.K., Furumai, H., Nakajima, F., Boller, M., 2005. Dynamic behavior of fractional suspended solids and particle-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in highway runoff. *Water Res.* 39, 5126–5134. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.09.045>
- ASTM International, 2008. ASTM D4696-92(2008): Standard Guide for Pore-Liquid Sampling from the Vadose Zone.
- Auckland Regional Council, 2003. Swale and filter strip design, construction and maintenance, in: *Stormwater Management Devices: Design Guidelines Manual*.
- Australian Government, 2014. Ecosystem services [WWW Document]. *Sustain. Resour. Manag. Ecosyst. Serv. -Dep. Agric.* URL <http://www.agriculture.gov.au/natural-resources/ecosystem-services> (accessed 1.22.15).
- Baby, J., Raj, J., Biby, E., Sankarganesh, P., Jeevitha, M., Ajisha, S., Rajan, S., 2011. Toxic effect of heavy metals on aquatic environment. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 4. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v4i4.62976>
- Bäckström, M., 2003. Grassed swales for stormwater pollution control during rain and snowmelt. *Water Sci. Technol.* 48, 123–134.
- Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkesson, L., Lind, B., 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Res.* 38, 720–732. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.11.006>
- Bäckström, M., Nilsson, U., Håkansson, K., Allard, B., Karlsson, S., 2003. Speciation of Heavy Metals in Road Runoff and Roadside Total Deposition. *Water. Air. Soil Pollut.* 147, 343–366. <https://doi.org/10.1023/A:1024545916834>
- Bäckström, M., Viklander, M., Malmqvist, P.-A., 2006. Transport of stormwater pollutants through a roadside grassed swale. *Urban Water J.* 3, 55–67. <https://doi.org/10.1080/15730620600855985>
- Bakacs, M.E., Yergeau, S.E., Obropta, C.C., 2013. Assessment of Car Wash Runoff Treatment Using Bioretention Mesocosms. *J. Environ. Eng.* 139, 1132–1136.
- Bandurraga, M., Conrad, M., Cook, P., Eddy-Dilek, C., Everett, L., Hubbard, S., Hutter, A.R., Jordan, P., Keller, C., Leij, F.J., others, 2000. Vadose Zone Characterization and Monitoring, in: *Vadose Zone Science and Technology Solutions*. Batelle Press, Columbus, OH.
- Barraud, S., Gautier, A., Bardin, J.P., Riou, V., 1999. The Impact of Intentional Stormwater Infiltration on Soil and Groundwater. *Water Sci. Technol.* 39, 185–192.
- Barrett, M., Lantin, A., Austrheim-Smith, S., 2004. Stormwater Pollutant Removal in Roadside Vegetated Buffer Strips. *Transp. Res. Rec.* 1890, 129–140.

- Barrett, M.E., 2004a. Performance and design of vegetated BMPs in the highway environment, in: *Critical Transitions in Water and Environmental Resources Management*. pp. 1–10.
- Barrett, M.E., 2004b. Performance and Design of Vegetated BMPs in the Highway Environment. American Society of Civil Engineers, pp. 1–10. [https://doi.org/10.1061/40737\(2004\)75](https://doi.org/10.1061/40737(2004)75)
- Barrett, M.E., Walsh, P.M., Jr, J.F.M., Charbeneau, R.J., 1998. Performance of vegetative controls for treating highway runoff. *J. Environ. Eng.* 124, 1121–1128.
- Bastien, N., Arthur, S., Wallis, S., Scholz, M., 2010. The best management of SuDS treatment trains: a holistic approach. *Water Sci. Technol.* 61, 263–272. <https://doi.org/10.2166/wst.2010.806>
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Clemente, R., Lepp, N., Dickinson, N., 2010. Mobility of arsenic, cadmium and zinc in a multi-element contaminated soil profile assessed by in-situ soil pore water sampling, column leaching and sequential extraction. *Environ. Pollut.* 158, 155–160. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.021>
- Bergé, A., Cladière, M., Gasperi, J., Coursimault, A., Tassin, B., Moilleron, R., 2013. Meta-analysis of environmental contamination by phthalates. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 8057–8076. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1982-5>
- Bergé, A., Cladière, M., Gasperi, J., Coursimault, A., Tassin, B., Moilleron, R., 2012. Meta-analysis of environmental contamination by alkylphenols. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19, 3798–3819. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1094-7>
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Bardin, J.-P., Mourad, M., Béranger, Y., 2003. Accounting for sensor calibration, concentration heterogeneity, measurement and sampling uncertainties in monitoring urban drainage systems. *Water Sci. Technol.* 47, 95–102.
- Biodiversity Information System for Europe, 2015. *Ecosystem Services*.
- Björklund, K., Cousins, A.P., Strömvall, A.-M., Malmqvist, P.-A., 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Sci. Total Environ.* 407, 4665–4672. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.04.040>
- Blecken, G.-T., Zinger, Y., Deletić, A., Fletcher, T.D., Viklander, M., 2009a. Impact of a submerged zone and a carbon source on heavy metal removal in stormwater biofilters. *Ecol. Eng.* 35, 769–778. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.009>
- Blecken, G.-T., Zinger, Y., Deletić, A., Fletcher, T.D., Viklander, M., 2009b. Influence of intermittent wetting and drying conditions on heavy metal removal by stormwater biofilters. *Water Res.* 43, 4590–4598. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.07.008>
- Bolund, P., Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecol. Econ.* 29, 293–301.
- Branchu, P., Rollin, C., Grange, D., Liénard, S., 2007. Traitement des surverses des réseaux unitaires par temps de pluie: expérimentation à l'échelle du pilote par filtres plantés de roseaux, in: *NOVATECH 2007*.
- Branchu, P., Rollin, C., Michaud, V., 2010. Traitement extensif des surverses de réseaux unitaires par temps de pluie-Retour d'expérimentation par filtre planté de roseaux, in: *NOVATECH 2010*.
- Brandi-Dohrn, F.M., Dick, R.P., Hess, M., Selker, J.S., 1996. Suction Cup Sampler Bias in Leaching Characterization of an Undisturbed Field Soil. *Water Resour. Res.* 32, 1173–1182. <https://doi.org/10.1029/96WR00290>
- Bratieres, K., Fletcher, T.D., Deletic, A., Zinger, Y., 2008. Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters: A large-scale design optimisation study. *Water Res.* 42, 3930–3940. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.009>
- Bressy, A., 2010. Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines: Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales. Université de Paris Est.
- Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., Chebbo, G., 2012. Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. *Water Res.* 46, 6799–6810. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.017>
- Brodie, I., 2011. Application of level spreader–grass filter strips in South East Queensland, Australia for discharge reduction and passive irrigation, in: *Proceedings of the 12th*

- International Conference on Urban Drainage. IWA Publishing (International Water Association).
- Brown, J.N., Peake, B.M., 2006. Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Sci. Total Environ.* 359, 145–155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.016>
- Brown, R.A., Hunt, W.F., 2012. Improving bioretention/biofiltration performance with restorative maintenance. *Water Sci. Technol.* 65, 361. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.860>
- Brown, R.A., Hunt, W.F., 2011. Underdrain Configuration to Enhance Bioretention Exfiltration to Reduce Pollutant Loads. *J. Environ. Eng.* 137, 1082–1091. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000437](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000437)
- Brown, R.A., Skaggs, R.W., Hunt, W.F., 2013. Calibration and validation of DRAINMOD to model bioretention hydrology. *J. Hydrol.* 486, 430–442. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.02.017>
- Brusseau, M.L., Jessup, R.E., Rao, P.S.C., 1991. Nonequilibrium sorption of organic chemicals: elucidation of rate-limiting processes. *Environ. Sci. Technol.* 25, 134–142. <https://doi.org/10.1021/es00013a015>
- Bucheli, T.D., Müller, S.R., Heberle, S., Schwarzenbach, R.P., 1998. Occurrence and Behavior of Pesticides in Rainwater, Roof Runoff, and Artificial Stormwater Infiltration. *Environ. Sci. Technol.* 32, 3457–3464. <https://doi.org/10.1021/es980317n>
- Cambier, Mercier, 2015. Lysimètres à mèche.
- Cavallès, M.O., Criscione, S., Gignoux, M., Hurtevent, J., Servier, A., Valin, M., Van-Hauwaert, B., 2007. Guide technique - Pollution d'origine routière: Conception des ouvrages de traitement des eaux.
- CD 77, 2016a. RD 212: Expérimentation d'un assainissement alternatif routier.
- CD 77, 2016b. Dessin du dispositif de biofiltration avec talus et noue filtrante mis en place par le CD 77 sur la RD 1605.
- CD 77, 2014. Plan du regard eau brute.
- Chahal, M.K., Shi, Z., Flury, M., 2016. Nutrient leaching and copper speciation in compost-amended bioretention systems. *Sci. Total Environ.* 556, 302–309. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.125>
- Chandasena, K., Deletic, A., Ellerton, J., McCarthy, D.T., 2011. Removal of *Escherichia coli* in stormwater biofilters, in: 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre, Brazil.
- Church, S.P., 2015. Exploring Green Streets and rain gardens as instances of small scale nature and environmental learning tools. *Landsc. Urban Plan.* 134, 229–240. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.021>
- CIRIA, 2015. The SuDS Manual (C753). London.
- Clanché, F., Rascol, O., 2011. Le découpage en unités urbaines de 2010.
- Clar, M.L., Barfield, B.J., O'Connor, T.P., 2004. Stormwater best management practice design guide volume 2 vegetative biofilters.
- Clara, M., Windhofer, G., Hartl, W., Braun, K., Simon, M., Gans, O., Scheffknecht, C., Chovanec, A., 2010. Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. *Chemosphere* 78, 1078–1084. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.12.052>
- Clark, S.E., Pitt, R., 2012. Targeting treatment technologies to address specific stormwater pollutants and numeric discharge limits. *Water Res.* 46, 6715–6730. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.009>
- CNAM -TS, DGT, FNTP, GNMST BTP, INRS, OPPBBTP, USIRF, 2013. Guide d'aide à la caractérisation des enrobés bitumineux.
- Commissariat Général au Développement Durable, 2010. Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France.
- Commission Européenne, 2009. Biens et services écosystémiques.
- CVC, C.V.C., Dhalla, S., Zimmer, C., 2010. Low Impact Development Stormwater Management Planning and Design Guide.

- Daly, E., Deletic, A., Hatt, B.E., Fletcher, T.D., 2012. Modelling of stormwater biofilters under random hydrologic variability: a case study of a car park at Monash University, Victoria (Australia). *Hydrol. Process.* 26, 3416–3424. <https://doi.org/10.1002/hyp.8397>
- David, N., Leatherbarrow, J.E., Yee, D., McKee, L.J., 2015. Removal Efficiencies of a Bioretention System for Trace Metals, PCBs, PAHs, and Dioxins in a Semiarid Environment. *J. Environ. Eng.* 141, 04014092. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000921](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000921)
- Davis, A.P., 2008. Field Performance of Bioretention: Hydrology Impacts. *J. Hydrol. Eng.* 13, 90–95. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(2008\)13:2\(90\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2008)13:2(90))
- Davis, A.P., 2007. Field Performance of Bioretention: Water Quality. *Environ. Eng. Sci.* 24, 1048–1064.
- Davis, A.P., Hunt, W.F., Traver, R.G., Clar, M., 2009. Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. *J. Environ. Eng.* 135, 109–117.
- Davis, A.P., Li, H., Jones, P.S., 2007. Toxic compound capture and fate in bioretention, in: *NOVATECH 2007*.
- Davis, A.P., McCuen, R.H., 2005a. Low Impact Development, in: *Stormwater Management for Smart Growth*. pp. 337–357.
- Davis, A.P., McCuen, R.H., 2005b. *Stormwater management for smart growth*. Springer, New York, NY.
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H., Minami, C., 2001. Laboratory Study of Biological Retention for Urban Stormwater Management. *Water Environ. Res.* 73, 5–14. <https://doi.org/10.2175/106143001X138624>
- Davis, A.P., Stagge, J.H., Jamil, E., Kim, H., 2012. Hydraulic performance of grass swales for managing highway runoff. *Water Res.* 46, 6775–6786. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.017>
- Davis, L., 1995. *A Handbook of Constructed Wetlands*.
- Debrabant, P., 1970. *Typologie géochimique des calcaires: Application à l'étude de l'origine des calcaires métamorphiques des Massifs hercyniens français (PhD)*. Faculté des Sciences de Lille.
- Deletic, A., 2001. Modelling of water and sediment transport over grassed areas. *J. Hydrol.* 248, 168–182.
- Deletic, A., Fletcher, T.D., 2006. Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modelling study. *J. Hydrol.* 317, 261–275. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.021>
- Delle Site, A., 2001. Factors Affecting Sorption of Organic Compounds in Natural Sorbent/Water Systems and Sorption Coefficients for Selected Pollutants. A Review. *J. Phys. Chem. Ref. Data* 30, 187. <https://doi.org/10.1063/1.1347984>
- DiBlasi, C.J., Li, H., Davis, A.P., Ghosh, U., 2009. Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. *Environ. Sci. Technol.* 43, 494–502. <https://doi.org/10.1021/es802090g>
- Dietz, M.E., Clausen, J.C., 2005. A field evaluation of rain garden flow and pollutant treatment. *Water. Air. Soil Pollut.* 167, 123–138.
- Dong, T., 2016. *Modélisation de la rétention de micropolluants par le sol d'un ouvrage de gestion des eaux de ruissellement de voirie (Master)*. Ecole des Ponts Paris Tech.
- Dorchin, A., Shanas, U., 2010. Assessment of pollution in road runoff using a *Bufo viridis* biological assay. *Environ. Pollut.* 158, 3626–3633. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.004>
- Drapper, D., Tomlinson, R., Williams, P., 1999. An Investigation of the Quality of Stormwater Runoff from Road Pavements: A SEQ Case Study. Presented at the 8th International Conference on Urban Storm Drainage, Sydney.
- Duclos, N., Molle, P., Laurent, J., Wanko, A., Mosé, R., 2013. Constructed wetlands to treat micropollutants of urban runoff from three residential watersheds, in: *NOVATECH 2013*.

- EC, 2013. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council of 12 August 2013 amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy.
- European Chemicals Agency, 2018. Substance Information.
- Farsad, A., Herbert, S.J., Hashemi, M., Sadeghpour, A., 2012. An Automated Suction Lysimeter for Improved Soil Water Sampling. *Vadose Zone J.* 11, 0. <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0003>
- Fassman-Beck, E., Wang, S., Simcock, R., Liu, R., 2014. Assessing the Effects of Bioretention's Engineered Media Composition and Compaction on Hydraulic Conductivity, in: 13th International Conference on Urban Drainage.
- Flanagan, K., Branchu, P., Deshayes, S., Saad, M., Caupos, E., Boudahmane, L., Partibane, C., Dubois, P., Demare, D., Meffray, L., Gromaire, M.-C., manuscript. Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff.
- Flanagan, K., Branchu, P., Deshayes, S., Saad, M., Caupos, E., Boudahmane, L., Partibane, C., Dubois, P., Meffray, L., Gromaire, M.-C., submitted. Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff. *Water Res.*
- Flanagan, K., Branchu, P., Deshayes, S., Saad, M., Caupos, E., Boudahmane, L., Partibane, C., Dubois, P., Vitart de Abreu Lima, M., Kajeiou, M., Demare, D., Meffray, L., Gromaire, M.-C., manuscript. Stochastic method for evaluating removal, fate and associated uncertainties of micropollutants in a stormwater biofilter at an annual scale.
- Flanagan, K., Branchu, P., Ramier, D., Gromaire, M.-C., 2017. Evaluation of the relative roles of a vegetative filter strip and a biofiltration swale in a treatment train for road runoff. *Water Sci. Technol.* <https://doi.org/10.2166/wst.2016.578>
- Flanagan-Cravens, M.K., 2017. Photograph of the Swale of Discord in Sherman, Illinois, USA.
- Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M., 2014. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more - The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water J.* 12, 525–542.
- Fowdar, H., Breen, P., Hatt, B.E., Cook, P.L., Deletic, A., 2014. Selection of Carbon Substrates to Use as Electron Donors for Denitrification in Biofiltration Systems, in: 13 Th International Conference on Urban Drainage.
- Frechen, F.-B., Schier, W., Felmeden, J., 2006. The Plant-Covered Retention Soil Filter (RSF): The Mechanical and Biological Combined Sewer Overflow (CSO) Treatment Plant. *Eng. Life Sci.* 6, 74–79. <https://doi.org/10.1002/elsc.200620109>
- Fulazzaky, M.A., Khamidun, M.H., Yusof, B., 2013. Sediment traps from synthetic construction site stormwater runoff by grassed filter strip. *J. Hydrol.* 502, 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.08.019>
- Gaillard, D., Ranchet, J., Bététerbide, J., Valin, M., Hurtevent, J., Costille, A., Cartoux, G., Marcaud, R., Limandat, A., 2006. Guide Technique: Assainissement Routier.
- Garbisu, C., Alkorta, I., 2001. Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresour. Technol.* 77, 229–236. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00108-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00108-5)
- Garrido, F., Helmhart, M., 2012. Lead and soil properties distributions in a roadside soil: Effect of preferential flow paths. *Geoderma* 170, 305–313. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.10.017>
- Gaspéri, J., Ayrault, S., Moreau-Guigon, E., Alliot, F., Labadie, P., Budzinski, H., Blanchard, M., Muresan, B., Caupos, E., Cladière, M., Gateuille, D., Tassin, B., Bordier, L., Teil, M.-J., Bourges, C., Desportes, A., Chevreuil, M., Moilleron, R., 2016. Contamination of soils by metals and organic micropollutants: case study of the Parisian conurbation. *Environ. Sci. Pollut. Res.* <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8005-2>
- Gasperi, J., Sebastian, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Diallo Kessoo Kessoo, M., Saad, M., Schwartz, J.J., Dubois, P., Fratta, C., Wolff, H., Moilleron, R., Chebbo, G., Cren, C., Millet, M., Barraud, S., C Gromaire,

- M., 2014. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environ. Sci. Pollut. Res.* (8):5267-81. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0>
- GeoSyntec Consultants, Urban Drainage and Flood Control District, Urban Water Resources Research Council of ASCE, 2002. *Urban Stormwater BMP Performance Monitoring*.
- Gironás, J., Roesner, L., Davis, J., 2009. *Storm Water Management Model Applications Manual*.
- Giroud, V., Esser, D., Fournet, L., Davoli, F., 2007. Les filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux pluviales: Notion d'efficacité, in: *NOVATECH 2007*.
- Glaister, B.J., Fletcher, T.D., Cook, P.L., Hatt, B.E., 2013. Co-optimisation of Phosphorus and Nitrogen Removal in Stormwater Biofilters: the Role of Filter Media, Vegetation and Saturated Zone, in: *NOVATECH 2013*.
- Goh, H.W., Lau, T.L., Foo, K.Y., Zakaria, N.A., 2014. Preliminary Study on Potential Additives in Filter Media of Bioretention for Nutrient Removal, in: *13th International Conference on Urban Drainage*.
- Goldberg, S., 1991. Flocculation of Illite/Kaolinite and Illite/Montmorillonite Mixtures as Affected by Sodium Adsorption Ratio and pH. *Clays Clay Miner.* 39, 375–380. <https://doi.org/10.1346/CCMN.1991.0390406>
- Green, H.W., Ampt, G.A., 1911. Studies on Soil Physics. Part I.- The flow of air and water through soils. *J. Agric. Sci.* 4, 1. <https://doi.org/10.1017/S0021859600001441>
- Gromaire, M.-C., 2018a. Photographies de l'alimentation des noues en bordure de voirie.
- Gromaire, M.-C., 2018b. Exemple de rétractation du sol à la jonction entre une noue et le bord de la chaussée.
- Gromaire-Mertz, M., Garnaud, S., Gonzalez, A., Chebbo, G., 1999. Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci. Technol.* 39, 1–8. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00002-5)
- Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux, 2005. *Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes. Recommandations techniques pour la conception et la réalisation*.
- Hamel, P., Daly, E., Fletcher, T.D., 2013. Source-control stormwater management for mitigating the impacts of urbanisation on baseflow: A review. *J. Hydrol.* 485, 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.001>
- Hannouche, A., Chebbo, G., Joannis, C., Gasperi, J., Gromaire, M.-C., Moilleron, R., Barraud, S., Ruban, V., 2017. Stochastic evaluation of annual micropollutant loads and their uncertainties in separate storm sewers. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 24, 28205–28219. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0384-5>
- Hansen, B.G., Paya-Perez, A.B., Rahman, M., Larsen, B.R., 1999. QSARs for KOW and KOC of PCB congeners: A critical examination of data, assumptions and statistical approaches. *Chemosphere* 39, 2209–2228. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00145-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00145-9)
- Hathaway, J.M., Brown, R.A., Fu, J.S., Hunt, W.F., 2014. Climate Change Impacts on Bioretention Performance in North Carolina, USA, in: *13th International Conference on Urban Drainage*.
- Hatt, B., Morison, P., Fletcher, T., Deletic, A., 2009. *Stormwater Biofiltration Systems: Adoption Guidelines*.
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A., 2009. Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *J. Hydrol.* 365, 310–321. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.001>
- Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A., 2008. Improving stormwater quality through biofiltration: Lessons from field studies, in: *11th International Conference on Urban Drainage*. pp. 1–10.
- Hilliges, R., Endres, M., Tiffert, A., Brenner, E., Marks, T., 2017. Characterization of road runoff with regard to seasonal variations, particle size distribution and the correlation of fine particles and pollutants. *Water Sci. Technol.* 75, 1169–1176. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.576>

- Hilpert, M., Mora, B.A., Ni, J., Rule, A.M., Nachman, K.E., 2015. Hydrocarbon Release During Fuel Storage and Transfer at Gas Stations: Environmental and Health Effects. *Curr. Environ. Health Rep.* 2, 412–422. <https://doi.org/10.1007/s40572-015-0074-8>
- Hong, E., Seagren, E.A., Davis, A.P., 2006. Sustainable Oil and Grease Removal from Synthetic Stormwater Runoff Using Bench-Scale Bioretention Studies. *Water Environ. Res.* 78, 141–155. <https://doi.org/10.2175/106143005X89607>
- Hong, J., Tobio, J.A.S., Kim, L.H., 2014. Assessment of Bioretention Pilot-Scale Systems for Urban Stormwater Management, in: 13th International Conference on Urban Drainage.
- Hsieh, C., Davis, A.P., 2005. Evaluation and Optimization of Bioretention Media for Treatment of Urban Storm Water Runoff. *J. Environ. Eng.* 131, 1521–1531.
- Hsieh, C.S., Davis, A.P., 2005. Multiple-event study of bioretention for treatment of urban storm water runoff. *Water Sci. Technol.* 51, 177–181.
- Huber, M., Welker, A., Helmreich, B., 2016. Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Sci. Total Environ.* 541, 895–919. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.033>
- Hunt, W.F., Jarrett, A.R., Smith, J.T., Sharkey, L.J., 2006. Evaluating Bioretention Hydrology and Nutrient Removal at Three Field Sites in North Carolina. *J. Irrig. Drain. Eng.* 132, 600–608.
- Hunt, William F., Passeport, E., Brown, R.A., 2008. Water Quality and Hydrologic Benefits of Five Bioretention Cells in North Carolina, in: 11th International Conference on Urban Drainage. pp. 1–10.
- Hunt, W. F., Smith, J.T., Jadlocki, S.J., Hathaway, J.M., Eubanks, P.R., 2008. Pollutant Removal and Peak Flow Mitigation by a Bioretention Cell in Urban Charlotte, N.C. *J. Environ. Eng.* 134, 403–408. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)134:5\(403\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008)134:5(403))
- Iavicoli, I., Fontana, L., Bergamaschi, A., 2009. The Effects of Metals as Endocrine Disruptors. *J. Toxicol. Environ. Health Part B* 12, 206–223. <https://doi.org/10.1080/10937400902902062>
- INERIS, 2017. Portail Substances Chimiques.
- James, M.B., Dymond, R.L., 2012. Bioretention Hydrologic Performance in an Urban Stormwater Network. *J. Hydrol. Eng.* 17, 431–436. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000448](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000448)
- Johnson, A., Singhal, N., 2007. Modelling the role of plants for metal removal in stormwater bioretention systems, in: NOVATECH 2007.
- Johnson, J.P., Hunt, W.F., 2016. Evaluating the spatial distribution of pollutants and associated maintenance requirements in an 11 year-old bioretention cell in urban Charlotte, NC. *J. Environ. Manage.* 184, 363–370. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.10.009>
- Johnston, C.A., 1999. Development and Evaluation of Infilling Methods for Missing Hydrologic and Chemical Watershed Monitoring Data (Master). Virginia Polytechnic Institute and State University.
- Jones, M.P., Hunt, W.F., Willits, D.H., 2008. Modelling the Temperature Dynamics of a Bioretention Area, in: 11th International Conference on Urban Drainage.
- Jones, P.S., Davis, A.P., 2013. Spatial Accumulation and Strength of Affiliation of Heavy Metals in Bioretention Media. *J. Environ. Eng.* 139, 479–487. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000624](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000624)
- Kalbe, U., Berger, W., Würck, S., Eckardt, J., Christoph, G., Kolepki, M., Rübner, K., 2007. Investigations on the suitability of suction cups for sampling of soil water with organic contaminants, in: Geophysical Research Abstracts. p. 08676.
- Kalmykova, Y., Björklund, K., Strömvall, A.-M., Blom, L., 2013. Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons, alkylphenols, bisphenol A and phthalates in landfill leachates and stormwater. *Water Res.* 47, 1317–1328. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.11.054>
- Kanso, T., 2016. Schéma de l'emplacement des redans dans la noue filtrante.

- Kanso, T., 2015. Caractérisation hydrodynamique d'un accotement de voirie végétalisé (Master). Université Libanaise.
- Kayhanian, M., Fruchtmann, B.D., Gulliver, J.S., Montanaro, C., Ranieri, E., Wuertz, S., 2012. Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Res.* 46, 6609–6624. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.026>
- Kayhanian, M., Stransky, C., Bay, S., Lau, S.-L., Stenstrom, M.K., 2008. Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration. *Sci. Total Environ.* 389, 386–406. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.052>
- Kayhanian, M., Suverkropp, C., Ruby, A., Tsay, K., 2007. Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *J. Environ. Manage.* 85, 279–295. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.09.024>
- Kazemi, F., Beecham, S., Gibbs, J., 2011. Streetscape biodiversity and the role of bioretention swales in an Australian urban environment. *Landsc. Urban Plan.* 101, 139–148. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.006>
- Komlos, J., Traver, R.G., 2012. Long-Term Orthophosphate Removal in a Field-Scale Storm-Water Bioinfiltration Rain Garden. *J. Environ. Eng.* 138, 991–998. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000566](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000566)
- Korboulewski, N., 2013. La phytoépuration: la nature pour dépolluer les eaux. *Jard. Fr.* 624.
- Krein, A., Schorer, M., 2000. Road runoff pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons and its contribution to river sediments. *Water Res.* 34, 4110–4115. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00156-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00156-1)
- Lami, M., Vigneron, S., Brelot, E., Bacot, L., Chapgier, J., Sibeud, E., Barraud, S., Pionchon, P., Clabaut, A., Cambon, A., Ricard, B., 2006. Pour la gestion des eaux pluviales: Stratégie et solutions techniques.
- Lamprea, K., Mirande-Bret, C., Bressy, A., Caupos, E., Gromaire, M.-C., 2017. Évaluation du potentiel d'émission d'alkylphénols et de bisphénol A par lessivage des matériaux de construction, des pièces et des consommables automobiles. *Tech. Sci. Méthodes* 71–90. <https://doi.org/10.1051/tsm/201778071>
- Larson, R.A., Safferman, S.I., 2012. Field Application of Farmstead Runoff to Vegetated Filter Strips: Surface and Subsurface Water Quality Assessment. *J. Environ. Qual.* 41, 592. <https://doi.org/10.2134/jeq2011.0125>
- Le Coustumer, S., Fletcher, T.D., Deletic, A., Barraud, S., Poelsma, P., 2012. The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water Res.* 46, 6743–6752. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.026>
- LeFevre, G., Paus, K.H., Natarajan, P., Gulliver, J.S., Novak, P.J., Hozalski, R.M., 2014. Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells. *J. Environ. Eng.* 141.
- LeFevre, G.H., Hozalski, R.M., Novak, P.J., 2012a. The role of biodegradation in limiting the accumulation of petroleum hydrocarbons in raingarden soils. *Water Res.* 46, 6753–6762. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.040>
- LeFevre, G.H., Novak, P.J., Hozalski, R.M., 2012b. Fate of Naphthalene in Laboratory-Scale Bioretention Cells: Implications for Sustainable Stormwater Management. *Environ. Sci. Technol.* 46, 995–1002. <https://doi.org/10.1021/es202266z>
- Leroy, M., Portet-Koltalo, F., Legras, M., Lederf, F., Moncond'huy, V., Polaert, I., Marcotte, S., 2016. Performance of vegetated swales for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. *Sci. Total Environ.* 566–567, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.027>
- Leroy, M.C., Legras, M., Marcotte, S., Moncond'huy, V., Machour, N., Le Derf, F., Portet-Koltalo, F., 2015. Assessment of PAH dissipation processes in large-scale outdoor mesocosms simulating vegetated road-side swales. *Sci. Total Environ.* 520, 146–153. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.020>
- Leroy, M.C., Marcotte, S., Legras, M., Moncond'huy, V., Le Derf, F., Portet-Koltalo, F., 2017. Influence of the vegetative cover on the fate of trace metals in retention systems

- simulating roadside infiltration swales. *Sci. Total Environ.* 580, 482–490. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.195>
- Lewis, J.F., Hatt, B.E., Deletic, A., Fletcher, T.D., 2008. The impact of vegetation on the hydraulic conductivity of stormwater biofiltration systems, in: 11th International Conference on Urban Drainage. pp. 1–10.
- Li, H., Davis, A.P., 2009a. Water Quality Improvement through Reductions of Pollutant Loads Using Bioretention. *J. Environ. Eng.* 135, 567–576. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000026](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000026)
- Li, H., Davis, A.P., 2009b. Water Quality Improvement through Reductions of Pollutant Loads Using Bioretention. *J. Environ. Eng.* 135, 567–576. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000026](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000026)
- Li, H., Davis, A.P., 2008a. Heavy metal capture and accumulation in bioretention media. *Environ. Sci. Technol.* 42, 5247–5253.
- Li, H., Davis, A.P., 2008b. Urban Particle Capture in Bioretention Media. II: Theory and Model Development. *J. Environ. Eng.* 134, 419–432.
- Li, H., Davis, A.P., 2008c. Urban particle capture in bioretention media. I: Laboratory and field studies. *J. Environ. Eng.* 134, 409–418.
- Li, M.-H., Barrett, M.E., Rammohan, P., Olivera, F., Landphair, H.C., 2008. Documenting stormwater quality on Texas highways and adjacent vegetated roadsides. *J. Environ. Eng.* 134, 48–59.
- Li, Y.L., Deletic, A., Alcazar, L., Bratieres, K., Fletcher, T.D., McCarthy, D.T., 2012. Removal of *Clostridium perfringens*, *Escherichia coli* and F-RNA coliphages by stormwater biofilters. *Ecol. Eng.* 49, 137–145. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.007>
- Lim, H.S., Lim, W., Hu, J.Y., Ziegler, A., Ong, S.L., 2015. Comparison of filter media materials for heavy metal removal from urban stormwater runoff using biofiltration systems. *J. Environ. Manage.* 147, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.04.042>
- Lintern, A., Daly, E., Duncan, H., Hatt, B.E., Fletcher, T.D., Deletic, A., 2011. Key design characteristics that influence the performance of stormwater biofilters, in: Proceedings of the 12th International Conference on Urban Drainage. pp. 11–16.
- Liqiong, Y., Jianlong, W., Tao, H., Pingping, Z., 2014. Removal of Heavy Metals from Urban Stormwater Runoff via Composite Bioretention Media, in: 13th International Conference on Urban Drainage.
- Liu, J., Sample, D., Bell, C., Guan, Y., 2014. Review and Research Needs of Bioretention Used for the Treatment of Urban Stormwater. *Water* 6, 1069–1099. <https://doi.org/10.3390/w6041069>
- Liu, X., Zhang, X., Zhang, M., 2008. Major Factors Influencing the Efficacy of Vegetated Buffers on Sediment Trapping: A Review and Analysis. *J. Environ. Qual.* 37, 1667. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0437>
- Lundy, L., Ellis, J.B., Revitt, D.M., 2012. Risk prioritisation of stormwater pollutant sources. *Water Res.* 46, 6589–6600. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.039>
- Mackay, D. (Ed.), 2006. Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals, 2. ed., ed. ed. CRC/Taylor & Francis, Boca Raton, Fla.
- Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Foreman, W.T., 2014. Concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and azaarenes in runoff from coal-tar- and asphalt-sealcoated pavement. *Environ. Pollut.* 188, 81–87. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.01.008>
- Mancinelli, E., Baltrėnaitė, E., Baltrėnas, P., Paliulis, D., Passerini, G., Almås, Å.R., 2015. Trace metal concentration and speciation in storm water runoff on impervious surfaces. *J. Environ. Eng. Landsc. Manag.* 23, 15–27. <https://doi.org/10.3846/16486897.2014.936441>
- Maniquiz, M.C., Kim, L.-H., Lee, S., Choi, J., 2012. Flow and mass balance analysis of eco-bio infiltration system. *Front. Environ. Sci. Eng.* 6, 612–619. <https://doi.org/10.1007/s11783-012-0448-1>
- Maniquiz-Redillas, M., Kim, L.-H., 2014. Fractionation of heavy metals in runoff and discharge of a stormwater management system and its implications for treatment. *J. Environ. Sci.* 26, 1214–1222. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60591-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60591-4)

- Manuel, J., 2014. Nutrient Pollution: A Persistent Threat to Waterways. *Environ. Health Perspect.* 122, A304–A309. <https://doi.org/10.1289/ehp.122-A304>
- Markiewicz, A., Björklund, K., Eriksson, E., Kalmykova, Y., Strömvall, A.-M., Siopi, A., 2017. Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. *Sci. Total Environ.* 580, 1162–1174. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.074>
- Mazer, G., Booth, D., Ewing, K., 2001. Limitations to vegetation establishment and growth in biofiltration swales. *Ecol. Eng.* 17, 429–443.
- McGrane, S.J., 2016. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrol. Sci. J.* 61, 2295–2311. <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- McManus, M., Davis, A., 2017a. Impact of periodic high concentrations of salts on bioretention nutrients performance. Presented at the 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drain, Prague, pp. 913–915.
- McManus, M., Davis, A., 2017b. Impact of periodic high concentrations of salts on bioretention nutrients performance. Presented at the International Conference on Urban Drainage, Prague.
- MEEM, 2016. Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau).
- Météo-Paris, 2016. Moyennes mensuelles des précipitations [WWW Document]. URL (accessed 5.17.18).
- Michałowicz, J., 2014. Bisphenol A – Sources, toxicity and biotransformation. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 37, 738–758. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2014.02.003>
- Mikkelsen, P.S., Häfliger, M., Ochs, M., Tjell, J.C., Jacobsen, P., Boller, M., 1996. Experimental assessment of soil and groundwater contamination from two old infiltration systems for road run-off in Switzerland. *Sci. Total Environ.* 189–190, 341–347. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05229-1](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05229-1)
- Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2018. Base des Installation classés.
- Minnesota Pollution Control Agency, 2014. Level spreader device photo from article “When it rains, it flows.”
- Miquel, G., 2001. Les effets de métaux lourds sur l'environnement et la santé.
- Mitsch, W.J., 2012. What is ecological engineering? *Ecol. Eng.* 45, 5–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.013>
- Mohd Sidek, L., Muha, N.E., Beecham, S., Zainal Abdin, M.R., Mohd Puad, A.H., 2014. Evaluation of Bioretention Systems Performance for Treatment of Urban Stormwater Runoff, in: 13th International Conference on Urban Drainage.
- Molle, P., 2012. Les filtres plantés de roseaux: évolution de la recherche et tendances actuelles. *Sci. Eaux Territ.* 9.
- Molle, P., Lipeme Kouyi, G., Toussaint, J.-Y., Troesch, S., Esser, D., Vareilles, S., Guillermand, S., others, 2010. Traitement des eaux urbaines de temps de pluie par filtres plantés de roseaux à écoulement vertical: approche globale du projet de recherche Segteup, in: NOVATECH 2010.
- Monrabal-Martinez, C., Muthanna, T.M., Meyn, T., 2016. Seasonal variation in pollutant concentrations and particle size distribution in urban stormwater - design implications for BMPs. 9th Novatech conference: Planning & technologies for sustainable urban water management, in: NOVATECH 2016. Presented at the Novatech.
- Moreno-Jiménez, E., Beesley, L., Lepp, N.W., Dickinson, N.M., Hartley, W., Clemente, R., 2011. Field sampling of soil pore water to evaluate trace element mobility and associated environmental risk. *Environ. Pollut.* 159, 3078–3085. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.004>
- Muha, N.E., Sidek, L.M., Basri, H., Beecham, S., Zainal Abdin, M.R., 2014. Field Evaluation of Bioretention System Flow and Pollutant Treatment in Tropical Climate, in: 13th International Conference on Urban Drainage.

- Muñoz-Carpena, R., Parsons, J.E., Gilliam, J.W., 1999. Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *J. Hydrol.* 214, 111–129. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00272-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00272-8)
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Gjesdahl, N., Thorolfsson, S.T., 2007. Heavy Metal Removal in Cold Climate Bioretention. *Water. Air. Soil Pollut.* 183, 391–402. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9387-z>
- Nagajyoti, P.C., Lee, K.D., Sreekanth, T.V.M., 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environ. Chem. Lett.* 8, 199–216. <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- Napier, F., Jefferies, C., Heal, K.V., Fogg, P., D'Arcy, B.J., Clarke, R., 2008. Evidence of traffic-related pollutant control in soil-based Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS), in: Proceedings 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 31 August-5 September 2008. Presented at the International Conference on Urban Drainage, IAHR/IWA.
- Nasri, B., 2013. Évaluation des fonctions de pédotransfert d'un sol hétérogène, milieu récepteur d'eau usée traitée, sur un site pilote dédié. Paris Est.
- Nieber, J.L., Arika, C.N., Lahti, L., Gulliver, J.S., Weiss, P.T., 2014. The impact of stormwater infiltration practices on groundwater quality.
- Nielsen, K., Eriksson, E., Strömvall, A.-M., Baun, A., 2015a. Characterisation and Treatment of Nano-sized Particles, Colloids and Associated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Stormwater (PhD). Technical University of Denmark.
- Nielsen, K., Mørch-Madsen, A., Mikkelsen, P., Eriksson, E., 2015b. Effect of Disc Filtration with and without Addition of Flocculent on Nano- and Micro-Particles and Their Associated Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Stormwater. *Water* 7, 1306–1323. <https://doi.org/10.3390/w7031306>
- Nordin, A.C., Hanson, H.I., Alkan Olsson, J., 2017. Integration of the ecosystem services concept in planning documents from six municipalities in southwestern Sweden. *Ecol. Soc.* 22. <https://doi.org/10.5751/ES-09420-220326>
- Norrström, A.-C., Bergstedt, E., 2001. The Impact of Road De-Icing Salts (NaCl) on Colloid Dispersion and Base Cation Pools in Roadside Soils. *Water. Air. Soil Pollut.* 127, 281–299. <https://doi.org/10.1023/A:1005221314856>
- NSC, N.S.C., Malcolm, M., Lewis, M., 2008. North Shore City Bioretention Guidelines.
- Ollivon, D., Blanchoud, H., Motelay-Massei, A., Garban, B., 2002. Atmospheric deposition of PAHs to an urban site, Paris, France. *Atmos. Environ.* 36, 2891–2900. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00089-4](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00089-4)
- ONU, 2014. World Urbanization Prospects.
- Palhegyi, G.E., 2009. Modeling and sizing bioretention using flow duration control. *J. Hydrol. Eng.* 15, 417–425.
- Pan, C., Ma, L., Shangguan, Z., Ding, A., 2011. Determining the sediment trapping capacity of grass filter strips. *J. Hydrol.* 405, 209–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.027>
- Paul, M.J., Meyer, J.L., 2001. Streams in the Urban Landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32, 333–365. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040>
- Payne, E., 2017. Photographie d'un stormwater biofilter à Port Melbourne.
- Peranginangin, N.P., Richards, B.K., Steenhuis, T.S., 2009. Assessment of vadose zone sampling methods for detection of preferential herbicide transport. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 6, 7247–7285.
- Peters, N.E., 2009. Effects of urbanization on stream water quality in the city of Atlanta, Georgia, USA. *Hydrol. Process.* 23, 2860–2878. <https://doi.org/10.1002/hyp.7373>
- Petrucci, G., 2012. La diffusion du contrôle à la source des eaux pluviales urbaines. Confrontation des pratiques à la rationalité hydrologique. Université Paris Est.
- Petrucci, G., Gromaire, M.-C., Shorshani, M.F., Chebbo, G., 2014. Nonpoint source pollution of urban stormwater runoff: a methodology for source analysis. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 10225–10242. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2845-4>

- Pignatello, J.J., Xing, B., 1996. Mechanisms of Slow Sorption of Organic Chemicals to Natural Particles. *Environ. Sci. Technol.* 30, 1–11. <https://doi.org/10.1021/es940683g>
- Piguet, P., Parriaux, A., Bensimon, M., 2009. Road runoff management using over-the-shoulder infiltration: real-scale experimentation. *Water Sci. Technol.* 60, 1575. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.491>
- Prince George's County Department of Environmental Resources, 2007. Bioretention Manual. Prince George's County, Maryland, 1999. Low-Impact Development Design Strategies.
- Prodanovic, V., Randelovic, A., Deletic, A., Jacimovic, N., 2014. Dealing With Uncertainty in Calibration of a Stormwater Biofilter Model, in: 13th International Conference on Urban Drainage.
- Purvis, R., Winston, R., Hunt, W., Lipscomb, B., Narayanaswamy, K., McDaniel, A., Lauffer, M., Libes, S., 2018. Evaluating the Water Quality Benefits of a Bioswale in Brunswick County, North Carolina (NC), USA. *Water* 10, 134. <https://doi.org/10.3390/w10020134>
- Rais, D., Nowack, B., Schulin, R., Luster, J., 2006. Sorption of Trace Metals by Standard and Micro Suction Cups in the Absence and Presence of Dissolved Organic Carbon. *J. Environ. Qual.* 35, 50. <https://doi.org/10.2134/jeq2005.0040>
- Ramier, D., 2005. Bilan hydrique des voiries urbaines : observations et modélisation. Université de Nantes.
- Randelovic, A., Zhang, K., Jacimovic, N., McCarthy, D., Deletic, A., 2016. Stormwater biofilter treatment model (MPiRe) for selected micro-pollutants. *Water Res.* 89, 180–191. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.11.046>
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H.-G., 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Sci. Total Environ.* 384, 1–35.
- Revitt, D.M., Lundy, L., Coulon, F., Fairley, M., 2014. The sources, impact and management of car park runoff pollution: A review. *J. Environ. Manage.* 146, 552–567. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.05.041>
- Ricard, B., Geffroy, F., Blot, C., 2013. Gestion intégrée des eaux pluviales urbaines : retour sur 10 ans de conception et suivi de projets – focus sur la collecte en surface et l'infiltration, in: NOVATECH 2013. Presented at the Novatech.
- Rocher, V., Paffoni, C., Gonçalves, A., Azimi, S., Gousailles, M., 2008. La biofiltration des eaux résiduaires urbaines : retour d'expérience du SIAAP. *Rev. Sci. Eau* 21, 475. <https://doi.org/10.7202/019169ar>
- Roinas, G., Mant, C., Williams, J.B., 2014. Fate of hydrocarbon pollutants in source and non-source control sustainable drainage systems. *Water Sci. Technol.* 69, 703. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.747>
- Rossman, L., 2015. Storm Water Management Model Reference Manual: Hydrology. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, Etats-Unis.
- Roy-Poirier, A., Champagne, P., Filion, Y., 2010. Review of bioretention system research and design: past, present, and future. *J. Environ. Eng.* 136, 878–889.
- Sabin, L.D., Lim, J.H., Stolzenbach, K.D., Schiff, K.C., 2005. Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment. *Water Res.* 39, 3929–3937. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.003>
- Sage, J., 2016. Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines. Université de Paris-Est.
- Sage, J., Berthier, E., Gromaire, M.-C., 2015. Stormwater Management Criteria for On-Site Pollution Control: A Comparative Assessment of International Practices. *Environ. Manage.* 56, 66–80. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0485-1>
- Sansalone, J.J., Buchberger, S.G., 1997. Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water. *J. Environ. Eng.* 123, 134–143. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1997\)123:2\(134\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123:2(134))

- Sansalone, J.J., Buchberger, S.G., Al-Abed, S.R., 1996. Fractionation of heavy metals in pavement runoff. *Sci. Total Environ.* 189–190, 371–378. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05233-3](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05233-3)
- Schaap, M.G., Leij, F.J., van Genuchten, M.T., 2001. Rosetta: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.* 251, 163–176.
- Sebastian, C., 2013. Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain : performance en matière de piégeage des micropolluants. L'institut national des sciences appliquées de Lyon.
- Shainberg, I., Letey, J., 1984. Response of Soils to Sodic and Saline Conditions. *Hilgardia* 52.
- Shinya, M., Tsuchinaga, T., Kitano, M., Yamada, Y., Ishikawa, M., 2000. Characterization of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban highway runoff. *Water Sci. Technol.* 42, 201.
- Shrestha, P., Hurley, S.E., Wemple, B.C., 2018. Effects of different soil media, vegetation, and hydrologic treatments on nutrient and sediment removal in roadside bioretention systems. *Ecol. Eng.* 112, 116–131. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.004>
- Sidhu, J.P.S., Hodgers, L., Ahmed, W., Chong, M.N., Toze, S., 2012. Prevalence of human pathogens and indicators in stormwater runoff in Brisbane, Australia. *Water Res.* 46, 6652–6660. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.012>
- Simunek, J., van Genuchten, M., 2006. Contaminant Transport in the Unsaturated Zone Theory and Modeling, in: *The Handbook of Groundwater Engineering*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Sjödén, Å., Ferm, M., Björk, A., Rahmberg, M., Gudmundsson, A., Swietlicki, E., Johansson, C., Gustafsson, M., Blomquist, 2010. Wear particles from road traffic - a field, laboratory and modelling study. Swedish Environmental Research Institute.
- Stachel, B., Holthuis, J.-U., Schulz, W., Seitz, W., Weber, W.H., Tegge, K.-T., Dobner, I., 2010. Treatment Techniques and Analysis of Stormwater Run-off from Roads in Hamburg, Germany, in: Fatta-Kassinos, D., Bester, K., Kümmerer, K. (Eds.), *Xenobiotics in the Urban Water Cycle*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 445–461. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3509-7_24
- Stagge, J.H., Davis, A.P., Jamil, E., Kim, H., 2012. Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water Res.* 46, 6731–6742. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.037>
- Stephens, D.B., Miller, M., Moore, S.J., Umstot, T., Salvato, D.J., 2012. Decentralized Groundwater Recharge Systems Using Roofwater and Stormwater Runoff: Decentralized Groundwater Recharge Systems Using Roofwater and Stormwater Runoff. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* 48, 134–144. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2011.00600.x>
- Stogiannidis, E., Laane, R., 2015. Source Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Using Their Molecular Indices: An Overview of Possibilities, in: Whitacre, D.M. (Ed.), *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer International Publishing, Cham, pp. 49–133. https://doi.org/10.1007/978-3-319-10638-0_2
- Sun, S., Barraud, S., Castebrunet, H., Aubin, J.-B., Marmonier, P., 2015. Long-term stormwater quantity and quality analysis using continuous measurements in a French urban catchment. *Water Res.* 85, 432–442. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.054>
- Sun, X., Davis, A.P., 2007. Heavy metal fates in laboratory bioretention systems. *Chemosphere* 66, 1601–1609. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.08.013>
- Taylor, J.R., 1997. *An Introduction to Error Analysis*, 2nd ed. University Science Books, Sausalito, California.
- Tchounwou, P.B., Yedjou, C.G., Patlolla, A.K., Sutton, D.J., 2012. Heavy Metal Toxicity and the Environment, in: Luch, A. (Ed.), *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. Springer Basel, Basel, pp. 133–164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6

- Tedoldi, D., 2017. Mesure et modélisation de la contamination du sol dans les ouvrages de gestion à la source du ruissellement urbain (Doctorat). Université de Paris-Est.
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Branchu, P., Kovacs, Y., Gromaire, M.-C., 2017a. Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices – Inter-site comparison. *Sci. Total Environ.* 579, 881–892. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.226>
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., Gromaire, M.-C., 2017b. Assessment of metal and PAH profiles in SUDS soil based on an improved experimental procedure. *J. Environ. Manage.* 202, 151–166. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.063>
- Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., Gromaire, M.-C., 2016. Impact of runoff infiltration on contaminant accumulation and transport in the soil/filter media of Sustainable Urban Drainage Systems: A literature review. *Sci. Total Environ.*
- Tedoldi, D., Flanagan, K., Chebbo, G., Branchu, P., Pierlot, D., Gromaire, M.-C., 2017c. Towards a better identification of contaminant retention mechanisms in SUDS soil: Zr deficit as a tracer of sediment accumulation, in: ICUD. Presented at the International Conference on Urban Drainage, Prague.
- Thomas, E., 2016a. Dessin de la nouvelle noue.
- Thomas, E., 2016b. Schéma représentant l'évolution de l'accotement de Compans, réalisé par le CD77 sur la base de leurs observations.
- Thomas, E., 2012. Dessin du fossé filtrant drainé à Compans.
- Trowsdale, S.A., Simcock, R., 2011. Urban stormwater treatment using bioretention. *J. Hydrol.* 397, 167–174. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.023>
- United States Department of Agriculture, 2007. Hydrologic Soil Groups, in: Part 630 Hydrology National Engineering Handbook. Natural Resources Conservation Service, Washington D.C.
- US EPA, 2014. Best Management Practices (BMPs): Stormwater.
- US EPA, 2012. Using Phytoremediation to Clean Up Sites [WWW Document]. U. S. Environ. Prot. Agency Superfund. URL <http://www.epa.gov/superfund/accomp/news/phyto.htm> (accessed 1.22.15).
- US EPA, 2000. Low Impact Development (LID) A Literature Review.
- U.S. National Library of Medicine, 2018. Hazardous Substances Data Bank.
- USDA, 2009. Valuing Ecosystem Services [WWW Document]. U. S. Departement Agric. For. Serv. URL http://www.fs.fed.us/ecosystems/services/About_ES/index.shtml (accessed 1.22.15).
- Van Buren, M.A., Watt, W.E., Marsalek, J., 1997. Application of the log-normal and normal distributions to stormwater quality parameters. *Water Res.* 31, 95–104. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00246-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00246-1)
- Van De Voorde, A., 2012. Incidence des pratiques d'entretien des toitures sur la qualité des eaux de ruissellement : cas des traitements par produits biocides. Université de Paris Est.
- Vasukey, P.K., Zainal Abdin, M.R., 2014. Bioretention System for Urban Stormwater Quantity Management Towards Sustainable Development: A Case Study of Humid Tropic Centre Kuala Lumpur, in: 13 Th International Conference on Urban Drainage.
- Vezzaro, L., Eriksson, E., Ledin, A., Mikkelsen, P.S., 2012. Quantification of uncertainty in modelled partitioning and removal of heavy metals (Cu, Zn) in a stormwater retention pond and a biofilter. *Water Res.* 46, 6891–6903. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.047>
- Walaszek, M., 2018. Dynamique des flux de micropolluants et mécanismes de dépollution des rejets pluviaux urbains stricts à travers une technique alternative. Approche multi-échelles par des méthodes expérimentale et numérique. (Doctorat). Université de Strasbourg.
- Walsh, C.J., Fletcher, T.D., Burns, M.J., 2012. Urban Stormwater Runoff: A New Class of Environmental Flow Problem. *PLoS ONE* 7, e45814. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045814>

- Wang, J., Chua, L.H.C., Shanahan, P., 2017. Evaluation of pollutant removal efficiency of a bioretention basin and implications for stormwater management in tropical cities. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 3, 78–91. <https://doi.org/10.1039/C6EW00285D>
- Watanabe, H., Nakajima, F., Kasuga, I., Furumai, H., 2011. Toxicity evaluation of road dust in the runoff process using a benthic ostracod *Heterocypris incongruens*. *Sci. Total Environ.* 409, 2366–2372. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.03.001>
- Weihermüller, L., Siemens, J., Deurer, M., Knoblauch, S., Rupp, H., Göttlein, A., Pütz, T., 2007. In Situ Soil Water Extraction: A Review. *J. Environ. Qual.* 36, 1735. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0218>
- Wilson, L.G., Artiola, J.F., 2004. Soil and Vadose Zone Sampling, in: Artiola, Janick F., Pepper, I.L., Brusseau, M. (Eds.), *Environmental Monitoring and Characterization*. Elsevier Science & Technology Books, pp. 101–119.
- Winston, R., Hunt, W., 2014. Water Quality Design of Swales and Filter Strips Using Settling Theory and Field Collected Data, in: 13th International Conference on Urban Drainage.
- Winston, R.J., Davidson-Bennett, K.M., Buccier, K.M., Hunt, W.F., 2016. Seasonal Variability in Stormwater Quality Treatment of Permeable Pavements Situated Over Heavy Clay and in a Cold Climate. *Water. Air. Soil Pollut.* 227. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2839-6>
- Winston, R.J., Hunt, W.F., Kennedy, S.G., Wright, J.D., Lauffer, M.S., 2012. Field Evaluation of Storm-Water Control Measures for Highway Runoff Treatment. *J. Environ. Eng.* 138, 101–111. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000454](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000454)
- Winston, R.J., Hunt, W.F., Petre, E.M., Line, D.E., 2011. A Comprehensive Review of Level Spreader–Vegetative Filter Strip Research in North Carolina, USA, in: *Proceedings of 12th International Conference on Urban Drainage*. Engineers Australia, p. 509.
- Wong, T.H.F., Brown, R.R., 2009. The water sensitive city: principles for practice. *Water Sci. Technol.* 60, 673–682.
- Woods-Ballard, B., Kellagher, R., Martin, P., Jefferies, C., Bray, R., Shaffer, P., 2007. *The SuDS manual*. CIRIA, London.
- Xiao, Q., McPherson, E.G., 2011. Performance of engineered soil and trees in a parking lot bioswale. *Urban Water J.* 8, 241–253. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2011.596213>
- Yang, H., Dick, W.A., McCoy, E.L., Phelan, P.L., Grewal, P.S., 2013. Field evaluation of a new biphasic rain garden for stormwater flow management and pollutant removal. *Ecol. Eng.* 54, 22–31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.005>
- Yang, Y.-Y., Lusk, M.G., 2018. Nutrients in Urban Stormwater Runoff: Current State of the Science and Potential Mitigation Options. *Curr. Pollut. Rep.* <https://doi.org/10.1007/s40726-018-0087-7>
- Yao, K.-M., Habibian, M.T., O’Melia, C.R., 1971. Water and waste water filtration. Concepts and applications. *Environ. Sci. Technol.* 5, 1105–1112. <https://doi.org/10.1021/es60058a005>
- Yousef, Y.A., Hvitved-Jacobsen, T., Wanielista, M.P., Harper, H.H., 1987. Removal of contaminants in highway runoff flowing through swales. *Sci. Total Environ.* 59, 391–399.
- Zanders, J.M., 2005. Road sediment: characterization and implications for the performance of vegetated strips for treating road run-off. *Sci. Total Environ.* 339, 41–47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.07.023>
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Res.* 46, 6683–6692. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012>
- Zhang, K., Randelovic, A., Page, D., McCarthy, D.T., Deletic, A., 2014. The validation of stormwater biofilters for micropollutant removal using in situ challenge tests. *Ecol. Eng.* 67, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.004>
- Zhang, W., Zhang, S., Wan, C., Yue, D., Ye, Y., Wang, X., 2008a. Source diagnostics of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban road runoff, dust, rain and canopy throughfall. *Environ. Pollut.* 153, 594–601. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.09.004>

- Zhang, W., Zhang, S., Yue, D., Wan, C., Ye, Y., Wang, X., 2008b. Characterization and loading estimation of polycyclic aromatic hydrocarbons in road runoff from urban regions of Beijing, China. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, 31. <https://doi.org/10.1897/07-030.1>
- Zinger, Y., Deletic, A., Fletcher, T.D., Breen, P., Wong, T., 2011. A Dual-mode Biofilter System: Case study in Kfar Sava, Israel, in: *Proceedings of 12th International Conference on Urban Drainage*. pp. 11–16.

Liste des communications

Dans des revues avec comité de lecture

K. Flanagan, P. Branchu, D. Ramier, M.-C. Gromaire, 2017. *Evaluation of the relative roles of a vegetative filter strip and a biofiltration swale in a treatment train for road runoff*. **Water Science and Technology** 75, pp.987-997.

K. Flanagan, D. Tedoldi, P. Branchu, M.-C. Gromaire, 2017. *Characterisation du fonctionnement d'un ouvrage de gestion à la source du ruissellement de voirie: approche par modélisation hydrologique et par cartographie de la contamination du sol*. **La Houille Blanche** 3, 5-13.

K. Flanagan, P. Branchu, M.-C. Gromaire, 2017. *Les ouvrages de biorétention: synthèse des guides internationaux de conception et de maintenance des filtres plantés pour traitement à la source des eaux de ruissellement urbaines*, **Techniques Sciences et Méthodes** 12, 89-124.

K. Flanagan, P. Branchu, L. Boudahmane, E. Caupos, D. Demare, S. Deshayes, P. Dubois, L. Meffray, C. Partibane, M. Saad, M.-C. Gromaire. *Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff*. Soumis à **Water Research**.

D. Tedoldi, K. Flanagan, G. Chebbo, P. Branchu, D. Pierlot, M.-C. Gromaire. *Zirconium deficit as a tracer of urban sediment accumulation in Sustainable Urban Drainage Systems*. Soumis à **Science of the Total Environment**.

K. Flanagan, P. Branchu, L. Boudahmane, E. Caupos, D. Demare, S. Deshayes, P. Dubois, L. Meffray, C. Partibane, M. Saad, M.-C. Gromaire. *Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff*. Soumission en cours à **Science of the Total Environment**.

K. Flanagan, P. Branchu, P. Branchu, L. Boudahmane, E. Caupos, D. Demare, S. Deshayes, P. Dubois, M. Kajeiou, L. Meffray, C. Partibane, M. Saad, M. Vitart de Abreu Lima, M.-C. Gromaire. *Stochastic method for evaluating the removal, fate and associated uncertainties of micropollutants in stormwater biofilters at an annual scale*. Soumission en cours à **Water**.

Dans des conférences nationales et internationales

K. Flanagan, T. Kanso, D. Ramier, P. Dubois, E. Thomas, G. Chebbo, P. Branchu, M.-C. Gromaire, 2015. *Caractérisation des transferts d'eau dans une bande enherbée faisant partie d'un ouvrage végétalisé de filtration/infiltration des eaux de ruissellement de voirie*, **Journées Scientifiques de Groupe Francophone d'Humidimétrie et TraNsferTs en Milieux Poreux** 2015.

K. Flanagan, E. Thomas, 2016. *Maîtrise des micropolluants dans les eaux de ruissellement des voiries et parking urbaines : projet Roulépur et expérimentation en cours en Seine-et-Marne*. Présentation orale à la **Journée Technique : Evolution de l'assainissement routier**.

D. Ramier, E. Caupos, P. Branchu, P. Dubois, K. Flanagan, P. Georgel, P. Neuveu, J. Paupardin, T. Ratevelomanana, M. Saad, M. Seidl, E. Thomas, J.Y. Viau, M.-C. Gromaire, 2016. *Mesurer l'efficacité des techniques alternatives pour la maîtrise des flux polluants : un challenge métrologique. Le cas de quatre dispositifs innovants suivis dans le cadre du projet ROULEPUR*. Présentation orale à **NOVATECH** 2016.

K. Flanagan, P. Branchu, D. Ramier, M.-C. Gromaire, 2016. *Evaluation of the relative roles of a vegetative filter strip and a biofiltration swale in a treatment train for road runoff*. Poster présentée à **NOVATECH** 2016.

K. Flanagan, D. Tedoldi, P. Branchu, M.-C. Gromaire, 2016. *Characterisation du fonctionnement d'un ouvrage de gestion à la source du ruissellement de voirie: approche par modélisation hydrologique et par cartographie de la contamination du sol*. Présentation orale aux **Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine** 2016.

P. Branchu, C. Franck-Néel, K. Flanagan, D. Tedoldi, L. Jean-Sorro, 2017. *Use of Field portable X-ray fluorescence (pXRF) for ordinary urban soils : illustration of various applications*. Présentation orale à la 9eme Conference **Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas**.

K. Flanagan, S. Deshayes, M. Saad, E. Caupos, L. Boudahmane, C. Partibane, P. Dubois, L. Meffray, P. Branchu, M.-C. Gromaire, 2017. *Water quality performance of road runoff biofilters : retention of particulate and dissolved phase micropollutants*, Présentation orale à la 14th **International Conference on Urban Drainage**.

S. Deshayes, J. Gasperi, E. Caupos, P. Labadie, H. Budzinski, S. Ayrault, P. Neuveu, J. Paupardin, K. Flanagan, L. Varnède, M.-C. Gromaire. Study of twelve families of emerging pollutants in road and car part runoff, 2017, Présentation orale à la 14th **International Conference on Urban Drainage**.

D. Tedoldi, K. Flanagan, G. Chebbo, P. Branchu, M.-C. Gromaire. *Towards a better identification of contaminant retention mechanisms in SUDS soil : Zr and Rb as indirect tracers of sediment accumulation*, Présentation orale à la 14th **International Conference on Urban Drainage**.

D. Tedoldi, K. Flanagan, P. Branchu, G. Chebbo, M.-C. Gromaire. Evaluation des capacités de rétention des métaux par le sol des ouvrages d'infiltration: une méthodologie améliorée, soumis pour les **Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine** 2018.

Annexes

Annexe 1 **Tableau détaillé du contenu des guides sur les bandes enherbées**

Pays, titre et principe	Choix du site	Géométrie
<p>Canada</p> <p>Low Impact Development Stormwater Management Planning and Design Guide (2010)</p> <p><i>Recommandations générales, avec accent sur la protection de la qualité d'eau</i></p>	<p>-BV adaptés : routes, parking, toiture</p> <p>-Recommandé comme prétraitement</p> <p>-Pas adapté pour le drainage de surfaces où le sel est appliqué en hiver ou de site pollués</p> <p>-Profondeur de la nappe phréatique > 1 m</p>	<p>-Pente : 1-5%</p> <p>-Largeur > 5 m</p> <p>-Distance d'écoulement maximal avant filtre : 25 m</p> <p>-Pente du BV < 3%</p> <p>-Si distance d'écoulement avant filtre < 9 m, distances de filtre proposés en fonction de la pente (entre 1-4m)</p> <p>-Si distance d'écoulement avant filtre 9-25m, largeur du filtre > distance d'écoulement avant filtre et vitesse < 0.5 m/s</p>
<p>Etats-Unis</p> <p>Stormwater Best Management Practice Design Guide : Volume 2 : Vegetative Biofilters (2004)</p> <p><i>Présentation de plusieurs méthodes de dimensionnement</i></p>	<p>-BV adaptés : toitures, petits parkings, petits espace imperméables, voirie</p> <p>-Profondeur de la nappe phréatique > 0.6 m</p>	<p>-Pente < 5% idéal, <15% possible mais moins efficace</p> <p>-Surface du bassin versant maximal : 2 ha</p> <p>-Distance d'écoulement maximal avant filtre : 46m pour surface perméable, 23 m pour surface imperméable</p> <p>-4 approches pour trouver la largeur optimal sont présentés, prenant en compte différentes caractéristiques du site</p> <p>-Procédure recommandé (outil IDEAL) prend en compte des calculs du comportement hydraulique ainsi que le transport de particules et de polluants dissouts</p> <p>-Largeur optimale à déterminer en cas par cas, généralement 20-30m</p>
<p>Nouvelle-Zélande</p> <p>Swale and Filter Strip Design, Construction and Maintenance(2003)</p> <p><i>Recommandations générales, pas de prise en compte d'objectifs de traitement spécifiques</i></p>	<p>-BV adaptés : résidentiel, commercial, industriel</p> <p>-Remplacement du système de gouttières</p> <p>-Recommandé comme prétraitement ou avant rejet</p>	<p>-Pente : 1-5%</p> <p>-Surface du bassin versant maximal : 4 ha</p> <p>-Pente du bassin versant maximal : 5%</p> <p>-Pente latéral maximale : 2%</p> <p>-Distance d'écoulement maximal avant filtre: 30m</p>
<p>Royaume-Uni</p> <p>The SuDS Manual Chapitre Biorétention (2007)</p> <p><i>Recommandations générales, pas de prise en compte d'objectifs de traitement spécifiques</i></p>	<p>-BV adaptés : voirie, toiture, parking, zones industrielles, surface perméables</p> <p>-Infiltration à éviter pour sites pollués ou si la nappe phréatique est sensible – dans ce cas, possible de mettre une géomembrance</p> <p>-Recommandé comme prétraitement, possible à avoir un objectif d'interception (rétention de premier 5mm de pluie sur le BV)</p>	<p>-Pente : 1-5% dans la direction de l'écoulement</p> <p>-Largeur > 2.5m, dépende de la pente. Temps de séjour > 9 min, à calculer avec Manning-Strickler.</p> <p>-50 mm décalage entre surface imperméable et surface de la bande enherbée pour éviter barrage de sédiment</p> <p>-Doit couvrir tout la longueur du BV</p> <p>- Distance d'écoulement maximal avant filtre à contrôler – dépende de la pente</p>

Tableau détaillé du contenu des guides sur les bandes enherbées, cont.

Pays, titre et principe	Objectifs d'écoulement	Plantes et sol	Maintenance
<p>Canada</p> <p>Low Impact Development Stormwater Management Planning and Design Guide (2010)</p> <p><i>Recommandations générales, avec accent sur la protection de la qualité d'eau</i></p>	<p>-Prétraitement par une petite tranchée de gravier recommandé (rôle de « level spreading device »)</p>	<p>-Végétation : herbacés, fleurs de champs, arbustes, arbres, résistante au sel</p> <p>-Acceptable pour tous types de sol</p> <p>-Si sol est compacté, labour du sol est recommandé jusqu'à une profondeur de 300 mm, ajout de composte pour avoir 8-15% matière organique</p>	<p>-Inspecter pour la densité de végétation, le compacter du sol, la formation d'écoulements concentrés, cumul de déchets</p> <p>-Inspecter le « level spreader »</p> <p>-Tonte de l'herbe (entre 50-150mm) 2x/an</p> <p>-Retirer les déchets 2x/an</p> <p>-Retirer le sédiment du « level spreader »</p> <p>-Remplacer paillage éventuelle</p> <p>-Retirer sédiment quand > 25mm</p> <p>-Reparer zones érodés</p> <p>-Tailler arbres/arbustes</p>
<p>Etats-Unis</p> <p>Stormwater Best Management Practice Design Guide : Volume 2 : Vegetative Biofilters (2004)</p> <p><i>Présentation de plusieurs méthodes de dimensionnement</i></p>	<p>-Ecoulement concentré à éviter</p> <p>-Utilisation d'un « level spreading device » recommandé si largeur BV > largeur filtre</p>	<p>-Présence de matière organique augmente l'efficacité épuratoire</p> <p>-Végétation présente et dense toute l'année</p> <p>-Densité, rigidité et hauteur de végétation importantes</p> <p>-Au moins deux types de végétation parmi les suivants : herbes/vignes/couvres-sol, arbustes feuillus et conifères, arbres</p> <p>-Hauteur d'herbe : 50-60 mm</p> <p>-Plantes natives, de racines profondes et résistantes à l'eau</p> <p>-Ks > 1.9.10⁻⁶ m/s – sinon, largeur de filtre plus long</p> <p>-Terre végétale: épaisseur minimal : 20cm, >1.5% matière organique, pH : 6-7.5, sel soluble < 500 ppm</p>	<p>-Inspecter pour l'érosion, densité de végétation, compactage du sol, la formation d'écoulements concentrés</p> <p>-Inspecter le « level spreader »</p> <p>-Maintenance des plantes (arrosage, fertilisation, ressemer les plantes si besoin)</p> <p>-Retirer les sédiments accumulés</p>
<p>Nouvelle-Zélande</p> <p>Swale and Filter Strip Design, Construction and Maintenance(2003)</p> <p><i>Recommandations générales, pas de prise en compte d'objectifs de traitement spécifiques</i></p>	<p>-Vitesse maximale : 0.4m/s</p> <p>-Profondeur au-dessus végétation : 25mm</p> <p>-Temps de séjour : 9 min</p>	<p>-Densité de végétation importante, généralement de l'herbe</p> <p>-Hauteur de végétation > 50mm</p> <p>-Espèces d'herbes résistantes à l'inondation périodique</p>	<p>-Maintenir écoulement dispersé</p> <p>-Tonte de l'herbe (pas trop court pour ne pas exposer le sol nu)</p> <p>-Inspecter la végétation pour assurer le maintien d'espèces désirées</p> <p>-Retirer les sédiments et restaurer la géométrie initiale de la bande enherbée</p> <p>-Retirer les déchets tous les mois</p>
<p>Royaume-Uni</p> <p>The SuDS Manual Chapitre Biorétention (2007)</p> <p><i>Recommandations générales, pas de prise en compte d'objectifs de traitement spécifiques</i></p>	<p>-Hauteur d'eau < 100 mm</p> <p>-Vitesse maximale : 0.3 m/s pour traitement, 1.5m/s pour éviter érosion pour événements extrêmes</p> <p>-Utilisation d'un « level spreading device » recommandé</p>	<p>-Eviter le piétonnement (barrière peut être installée si localisée en zone piétonne)</p> <p>-Mélanges d'herbes adaptées à zones humides et secs ; peut aussi inclure fleurs de champs</p> <p>-Arbres ou arbustes à éviter</p> <p>-Sol à travailler si trop compacte, vérifier la teneur en argiles et en matière organique pour assurer la rétention de polluants</p>	<p>-Retirer les déchets tous les mois</p> <p>-Gérer la végétation, retirer les mauvaises herbes</p> <p>-Ressemer la végétation et changer d'espèces au besoin</p> <p>-Tonte de l'herbe (maintenir hauteur entre 75-150 mm), enlever la végétation coupée</p> <p>-Inspecter « level spreader »</p> <p>-Retirer le sédiment quand h > 25mm</p> <p>-Reparer l'érosion</p>

Annexe 2 **Tableau détaillé des ouvrages avec filtration à la surface étudiées**

Article	Type d'ouvrage	Nombre d'événements	Bassin versant ¹	Arrivée d'eau	Pente ² (%)		Longueur d'écoulement ³ (m)		Type de sol
Bäckström, 2003; Bäckström et al., 2006	Noue enherbée	4	Route - 990 m ² Largeur imperméable ~6m	Ruissellement	14	1	1.35	110	ND
Barrett et al., 1998	Bande + noue enherbée Walnut Creek	34	Autoroute - 104 600 m ² Largeur imperméable ND	Ruissellement	9.4	1.7	7.8 – 8.1	1055	ND
	Bande + noue enherbée U.S. 183		Autoroute - 13 000 m ² Largeur imperméable ND		12.1	0.73	7.5 – 8.8	356	
Barrett et al., 2004	Bande enherbée Sacramento 2	Entre 9-23	Route – 376 m ² Largeur imperméable ~12m	Ruissellement	5		1.1		Type hydrologique ² D (argile, limono-argileux, limono- argilo fin, argilo-sableux, argilo, limoneux)
	Bande enherbée Sacramento 3		Route – 453 m ² Largeur imperméable ~12m		33		4.6		
	Bande enherbée Sacramento 4		Route – 498 m ² Largeur imperméable ~12m		33		6.6		
	Bande enherbée Sacramento 5		Route – 538 m ² Largeur imperméable ~11m		33		8.4		
	Bande enherbée Cottonwood 2	Entre 9-23	Route – 546 m ² Largeur imperméable ~12m	Ruissellement	52		9.3		Type hydrologique ² C (limono-argilo-sableux)
	Bande enherbée Redding 2	Entre 9-23	Route – 372 m ² Largeur imperméable ~12m	Ruissellement	10		2.2		Type hydrologique ² C
	Bande enherbée Redding 3		Route – 425 m ² Largeur imperméable ~12m		10		4.2		
	Bande enherbée Redding 4		Route – 478 m ² Largeur imperméable ~12m		10		6.2		
	Bande enherbée San Rafael 2	23	Route – 890 m ² Largeur imperméable ~35m	Ruissellement	50		8.3		Types hydrologiques ² C/D
	Bande enherbée Yorba Linda 2	9	Route – 1080 m ² Largeur imperméable ~34m	Ruissellement	14		1.8		Type hydrologique ² B (limoneux, limoneux-fin, limoneux-fin argileux)
	Bande enherbée Yorba Linda 3		Route – 1160 m ² Largeur imperméable ~33m		14		4.9		
	Bande enherbée Yorba Linda 4		Route – 1090 m ² Largeur imperméable ~29m		14		7.6		
	Bande enherbée Yorba Linda 5		Route – 1840 m ² Largeur imperméable ~48m		14		13.0		
	Bande enherbée Irvine 2	Entre 9-23	Route – 710 m ² Largeur imperméable ~34m	Ruissellement	11		3.0		Type hydrologique ² B
	Bande enherbée Irvine 3		Route – 780 m ² Largeur imperméable ~35m		11		6.0		
Bande enherbée Irvine 4	Route – 1040 m ² Largeur imperméable ~42m		11		13.0				
Bande enherbée Moreno Valley 2	Entre 9-23	Route – 460 m ² Largeur imperméable ~17m	Ruissellement	13		2.6		Type hydrologique ² C	
Bande enherbée		Route – 518 m ²		13		4.9			

Article	Type d'ouvrage	Nombre d'événements	Bassin versant ¹	Arrivée d'eau	Pente ² (%)	Longueur d'écoulement ³ (m)	Type de sol
	Moreno Valley 3		Largeur imperméable ~17m				
	Bande enherbée		Route – 610 m ²				
	Moreno Valley 4		Largeur imperméable ~17m				
	Bande enherbée		Route – 672 m ²				
	Moreno Valley 5		Largeur imperméable ~18m				
	Bande enherbée		Route – 558 m ²				
	San Onofre 2		Largeur imperméable ~22m				
	Bande enherbée	Entre 9-23	Route – 700 m ²	Ruissellement			Types hydrologiques ² B/C
	San Onofre 3		Largeur imperméable ~24m				
	Bande enherbée		Route – 840 m ²				
Li et al., 2008	Bande enherbée – CS-I	10	Autoroute – 130 m ²	Ruissellement			ND
			Largeur imperméable ~12m				
			Autoroute – 148 m ²				
			Largeur imperméable ~12m				
	Bande enherbée – CS-II		Autoroute – 185 m ²				
			Largeur imperméable ~12m				
			Autoroute – 163 m ²				
			Largeur imperméable ~16m				
	Bande enherbée – CS-III		Autoroute – 181 m ²				
			Largeur imperméable ~16m				
			Autoroute – 218 m ²				
			Largeur imperméable ~16m				
	Bande enherbée – A-I		Autoroute – 130 m ²				
			Largeur imperméable ~12m				
			Autoroute – 148 m ²				
			Largeur imperméable ~12m				
	Bande enherbée – A-II		Autoroute – 185 m ²				
			Largeur imperméable ~12m				
			Autoroute – 130 m ²				
			Largeur imperméable ~12m				
Bande enherbée – A-III	Autoroute – 148 m ²						
	Largeur imperméable ~12m						
	Autoroute – 185 m ²						
	Largeur imperméable ~12m						

Article	Type d'ouvrage	Nombre d'événements	Bassin versant ¹	Arrivée d'eau	Pente ² (%)		Longueur d'écoulement ³ (m)		Type de sol
			Largeur imperméable ~12m Autoroute – 185 m ² Largeur imperméable ~12m				8		
Stagge et al., 2012	Noue enherbée	18	Autoroute – 2240* m ² Largeur imperméable ~11m	Ruissellement	25-33	1.4	ND	198	Limoneux, sablo-limoneux
	Noue enherbée (+ bande enherbé)		Autoroute – 2250* m ² Largeur imperméable ~11m				BE: 15.2	138	
	Noue enherbée (+biefs)	27	Autoroute – 2240* m ² Largeur imperméable ~11m		ND	198			
	Noue enherbée (+bande enherbée+ biefs)		Autoroute – 2250* m ² Largeur imperméable ~16m		BE: 15.2	138			
Winston et al., 2012	Bande enherbée A	13	Autoroute - 79 m ² Largeur imperméable ~7m	Ruissellement	18		5.8		Sableux, sablo-limoneux, limo-sableux ou limo-argilo-sableux
	Bande enherbée D	15	Autoroute - 78 m ² Largeur imperméable ~7m		19		5.8		
	Noue enherbée A	23	Autoroute - 5300 m ² Largeur imperméable ~7m		12-17	0.28	11.6	183	
	Noue zone humide B	18	Autoroute - 6200 m ² Largeur imperméable ~9m		16-17	0.63	11.8	216	
	Noue zone humide C	20	Autoroute - 4800 m ² Largeur imperméable ~9m		16-17	0.63	10.8	152	
	Noue enherbée D	20	Autoroute - 5300 m ² Largeur imperméable ~10m		15-17	0.62	7.9	238	
Xiao and McPherson, 2011	Noue enherbée filtrante	11	Parking - 181 m ² Largeur imperméable ~17m	Ruissellement	ND	ND	1.8	10.4	75% pierre de lave, 25% Glaise
	Noue enherbée classique	20	Parking - 181 m ² Largeur imperméable ~17m		ND	ND	1.8	10.4	Limon argileux

ND = Information non disponible dans l'article

¹ La surface du bassin versant inclut la surface de l'ouvrage de traitement, sauf si marqué avec une étoile dans quel cas uniquement la distance imperméable n'était disponible.

La largeur imperméable est estimée comme la surface du bassin versant imperméable divisée par la longueur du filtre, ce qui correspond généralement à la largeur de la route.

²Pour les bandes enherbées, la pente donnée est celle dans le sens de l'écoulement. Pour les noues, si l'eau arrive par ruissellement latéral, la pente des talus est donnée d'abord, suivi par la pente longitudinale. ³ Pour les bandes enherbées, la longueur donnée est celle dans le sens de l'écoulement. Pour les noues, si l'eau arrive par ruissellement latéral, la longueur des cotés est donnée d'abord, suivi par la longueur longitudinale, ⁴Les types hydrologiques correspondent à ceux définis par le département d'agriculture des Etats-Unis (United States Department of Agriculture, 2007).

Annexe 3 Tableau détaillé des résultats de réduction de concentration des ouvrages de filtration à la surface

Article	Type d'ouvrage	MES	P T	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Zn D	Zn T	Cu D	Cu T	Pb D	Pb T	Cl ⁻	DCO	COT
Bäckström, 2003; Bäckström et al., 2006 ¹	Noue enherbée	16 (-129; 47)	-	-	-	-	-	20 (8;32)	18 (-35;40)	-221 (-375; -104)	-57 (-288; -12)	-8 (-51;13)	-13 (-186; 12)	-	-	-
Barrett et al., 1998	Bande + noue enherbée-Walnut Creek	85	34	44	-	23	-	-	75	-	-	-	17	-	63	53
	Bande + noue enherbée - U.S. 183	87	44	33	-	50	-	-	91	-	-	-	41	-	61	51
Li et al., 2008	Bande enherbée-CS-I, 2m	32	-95	-14	-	10	-	-	-	13	29	-	34	-	-4	-
	Bande enherbée-CS-I, 4m	27	-117	-15	-	19	-	-	-	17	55	-	23	-	-1	-
	Bande enherbée-CS-I, 8m	17	-84	-35	-	-173	-	-	-	32	52	-	54	-	-21	-
	Bande enherbée-CS-II, 2m	63	-141	-52	-	-3	-	-	-	6	17	-	31	-	-12	-
	Bande enherbée-CS-II, 4m	39	-167	-31	-	63	-	-	-	15	47	-	43	-	-6	-
	Bande enherbée-CS-II, 8m	46	-153	-94	-	55	-	-	-	29	47	-	59	-	25	-
	Bande enherbée-CS-III,2m	-30	-79	-70	-	-102	-	-	-	-1	24	-	-27	-	15	-
	Bande enherbée-CS-III,4m	-78	-112	-43	-	64	-	-	-	29	39	-	-38	-	1	-
	Bande enherbée-CS-III,8m	7	-138	-41	-	-32	-	-	-	38	60	-	40	-	24	-
	Bande enherbée-A-I, 2m	-3	-45	-65	-	43	-	-	-	-42	20	-	48	-	-21	-
	Bande enherbée-A-I, 4m	49	-139	-112	-	17	-	-	-	-13	61	-	83	-	-11	-
	Bande enherbée-A-I, 8m	64	-123	-91	-	39	-	-	-	29	75	-	91	-	16	-
	Bande enherbée-A-II, 2m	58	-82	-15	-	47	-	-	-	17	56	-	-4	-	15	-
	Bande enherbée-A-II, 4m	43	-162	-65	-	3	-	-	-	20	62	-	3	-	-6	-
Bande enherbée-A-II, 8m	66	-122	-9	-	-35	-	-	-	64	86	-	87	-	51	-	
Bande enherbée-A-III, 2m	77	-181	-0.3	-	-25	-	-	-	-7	68	-	42	-	54	-	
Bande enherbée-A-III, 4m	84	-359	-39	-	-160	-	-	-	-25	62	-	76	-	52	-	
Bande enherbée-A-III, 8m	71	-212	-36	-	-39	-	-	-	20	72	-	89	-	37	-	
Winston et al., 2012 ²	Bande enherbée A	-83	-283	-36	-12	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Bande enherbée D	-180	-180	-36	20	68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue enherbée A	9	56	-2	-13	23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue zone humide B	25	-56	6	30	79	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue zone humide C	79	9	20	41	79	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue enherbée D	-100	39	14	21	50	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Les valeurs présentées sont, où possible, calculés à partir de la moyenne arithmétique des concentrations moyennes événementielles (EMC). ¹Nous avons calculé ces valeurs à partir de la moyenne arithmétique des concentrations moyennes événementielles. ²Ces valeurs sont basées sur les EMC médianes ; les valeurs des noues A et D sont aux valeurs en sortie de la bande enherbée en amont.

Annexe 4 Tableau détaillé des résultats de réduction de flux polluant par les ouvrages de filtration à la surface

Article	Type d'ouvrage	MES	P T	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Zn D	Zn T	Cu D	Cu T	Pb T	Cl ⁻	DCO	COT
Bäckström, 2003; Bäckström et al., 2006	Noue enherbée	70	-	-	-	-	-	66	66	-27	34	-	-	-	-
Barrett et al., 1998	Bande + noue enherbée Walnut Creek	87	45	54	-	36	-	-	79	-	-	31	-	69	61
	Bande + noue enherbée U.S. 183	89	55	46	-	59	-	-	93	-	-	52	-	68	60
Barrett et al., 2004	Sacramento Bande enherbée 3	85	-	-	-	-	-	-	87	-	83	83	-	-	-
	Cottonwood Bande enherbée 2	96	-	-	-	-	-	-	97	-	95	95	-	-	-
	Redding Bande enherbée 3	97	-	-	-	-	-	-	90	-	76	76	-	-	-
	San Rafael Bande enherbée 2	96	-	-	-	-	-	-	97	-	98	98	-	-	-
	Yorba Linda Bande enherbée 5	94	-	-	-	-	-	-	98	-	96	96	-	-	-
	Irvine Bande enherbée 4	97	-	-	-	-	-	-	99	-	98	98	-	-	-
	Moreno Valley Bande enherbée 5	-450	-	-	-	-	-	-	68	-	46	-63	-	-	-
Stagge et al., 2012	Noue enherbée	44	-27	-47	-6	-20	63	-	53	-	42	37	-1740	-	-
	Noue enherbée (+ bande enherbé)	46	-49	-50	-26	-25	50	-	18	-	46	27	-4410	-	-
	Noue enherbée (+biefs)	83	15	-106	77	72	67	-	88	-	75	62	-104	-	-
	Noue enherbée (+bande enherbée + biefs)	69	69	77	86	89	72	-	93	-	81	61	-78	-	-
Winston et al., 2012 ¹	Bande enherbée A	-101	-369	-38	-11	37		-	-	-	-	-	-	-	-
	Bande enherbée D	-38	-327	-103	-16	60		-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue enherbée A	34	66	11	20	52		-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue zone humide B	56	46	61	71	39		-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue zone humide C	-	-	-	-	-		-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue enherbée D	17	79	62	64	71		-	-	-	-	-	-	-	-

Ces valeurs représentent la rétention le pourcentage du flux retenu dans l'ouvrage. Aucun indication de la variabilité a été retrouvé dans les publiés. ¹Les valeurs pour Noues A et D sont comparés aux valeurs après la bande enherbée en amont, alors que les valeurs pour Noues B et C (sans bande enherbée amont) sont comparés aux valeurs directement en sortie de la route.

Annexe 5 **Tableau détaillé des concentrations à la sortie des ouvrages de filtration à la surface**

Article	Type d'ouvrage	MES	P T	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Zn D	Zn T	Cu D	Cu T	Pb D	Pb T	Cl ⁻	DCO	COT
		mg/L		mg/L - N					µg/L						mg/L	
Bon état des eaux de surface (MEEM, 2016)		50	0.2	-	1.5	11	0.09	7.8	-	1	-	1.2	-	-	-	-
Bäckström, 2003; Bäckström et al., 2006	Noue enherbée	60 (19;88)	-	-	-	-	-	24 (20;29)	82 (67;94)	18 (15;24)	40 (33;45)	0.24 (0.16;0.45)	13 (11;15)	-	-	-
Barrett et al., 1998	Bande + noue enherbée-Walnut Creek	29 ±25	0.16 ±0.06	1.45 ±0.74	-	0.97 ±0.85	-	-	32 ±40	-	-	-	77 ±42	-	41 ±15	19.5 ±5.7
	Bande + noue enherbée U.S. 183	21 ±21	0.31 ±0.17	1.46 ±1.09	-	0.46 ±0.55	-	-	32 ±35	-	-	-	82 ±38	-	37 ±19	16.7 ±6.0
Barrett et al., 2004	Bande enherbée - Sacramento 2	25 (1;52)	0.27 (0.03;0.63)	1.5 (0.5;2.9)	-	0.35 (0.07;0.72)	-	17 (5;41)	34 (8;65)	4.3 (1.0;10)	8.5 (2;16)	1.0 (1.0;1.4)	2.2 (1.0;4.6)	-	-	11 (3;23)
	Bande enherbée - Sacramento 3	19 (6;43)	0.35 (0.09;0.60)	1.5 (0.8;3.3)	-	0.25 (0.02;0.72)	-	12 (5;29)	26 (10;100)	3.5 (1.0;9.3)	6.3 (2;19)	1.0 (1.0;1.4)	1.6 (1.0;6.0)	-	-	13 (5;25)
	Bande enherbée - Sacramento 4	24 (5;82)	0.34 (0.08;1.1)	1.8 (1.1;3.6)	-	0.45 (0.08;0.87)	-	8.5 (5;28)	30 (7;63)	3.4 (1.0;11)	6.0 (2;13)	1.0 -	1.5 (1.0;3.9)	-	-	13 (3;30)
	Bande enherbée - Sacramento 5	24 (8;70)	0.26 (0.08;0.55)	1.5 (0.7;2.7)	-	0.46 (0.1;1.6)	-	7.9 (5;23)	21 (5;67)	4.2 (1.0;9.8)	6.0 (3;10)	1.0 -	1.3 (1.0;3.9)	-	-	16 (2;32)
	Bande enherbée - Cottonwood 2	19 (4;50)	0.15 (0.03;0.67)	1.9 (0.7;7.4)	-	1.4 (0.1;5.2)	-	12 (5;52)	22 (5;120)	5.2 (2;16)	8.6 (3;33)	1.3 (1.0;3.6)	3.0 (1.0;9.5)	-	-	12 (2;25)
	Bande enherbée - Redding 2	26 (1;220)	0.09 (0.03;0.26)	0.87 (0.26;2.0)	-	0.3 (0.08;0.9)	-	13 (5;43)	12 (6;25)	1.9 (1;4.1)	4.6 (1.5;18)	1.0 (1;1.3)	4.0 (1;13)	-	-	12 (2;29)
	Bande enherbée - Redding 3	5.0 (1;22)	0.10 (0.03;0.31)	0.84 (0.27;1.9)	-	0.22 (0.03;0.8)	-	8.2 (5;26)	10 (5;32)	1.8 (1;4.1)	2.4 (1;4.9)	1.0 -	1.4 (1;5.5)	-	-	11 (3;20)
	Bande enherbée - Redding 4	10 (1;54)	0.17 (0.03;0.61)	1.2 (0.49;3.6)	-	0.2 (0.04;0.56)	-	12 (2;51)	20 (5;110)	2.6 (1;6.7)	4.5 (1.2;16)	1.0 -	1.8 (1;6.1)	-	-	19 (8;33)
	Bande enherbée - San Rafael 2	19 (1;38)	0.13 (0.03;0.31)	1.2 (0.6;4.8)	-	0.61 (0.08;2.2)	-	10 (5;36)	25 (6;110)	3.8 (1.0;7.8)	6.6 (1;16)	1.0 (1.0;1.3)	2.7 (1;11)	-	-	13.5 (3;33)
	Bande enherbée - Yorba Linda 2	222 (47;670)	0.40 (0.24;0.99)	2.4 (0.8;5.0)	-	1.8 (0.4;6.0)	-	39 (5;83)	224 (95;550)	15 (6;31)	44 (25;85)	4.3 (1.0;9.0)	29 (17;47)	-	-	21 (3;44)
	Bande enherbée - Yorba Linda 3	119 (28;400)	0.40 (0.19;0.65)	1.9 (0.7;3.8)	-	1.3 (0.3;3.9)	-	40 (11;140)	105 (31;250)	17 (6;47)	31 (9;77)	4.5 (1;11)	24 (8;55)	-	-	24 (8;57)
	Bande enherbée - Yorba Linda 4	124 (19;330)	0.54 (0.2;1.2)	1.7 (0.4;3.7)	-	0.84 (0.2;2.0)	-	17 (11;24)	54 (21;96)	9.3 (6;14)	16 (7;26)	2.9 (1.0;7.4)	19 (7;42)	-	-	24 (9;50)
	Bande enherbée - Yorba Linda 5	42 (15;108)	0.67 (0.5;1.2)	1.3 (0.8;2.3)	-	0.26 (0.14;0.41)	-	21 (11;31)	33 (20;58)	6.9 (5.2;8.3)	10 (7;14)	2.2 (1.0;4.3)	7.3 (3;17)	-	-	21 (11;32)
	Bande enherbée - Irvine 2	52 (8;110)	0.70 (0.4;1.3)	2.8 (0.5;9.0)	-	1.5 (0.2;4.4)	-	36 (13;94)	99 (40;200)	19 (5;50)	41 (11;74)	3.8 (1.0;7.4)	23 (5;45)	-	-	31 (10;92)
	Bande enherbée - Irvine 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

◀ Annexes ▶

Article	Type d'ouvrage	MES	P T	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Zn D	Zn T	Cu D	Cu T	Pb D	Pb T	Cl ⁻	DCO	COT
		mg/L		mg/L - N				µg/L						mg/L		
Bon état des eaux de surface (MEEM, 2016)		50	0.2	-	1.5	11	0.09	7.8	-	1	-	1.2	-	-	-	-
	Bande enherbée - Irvine 4	25 (14;38)	0.65 (0.4;1.1)	1.0 (0.7;1.7)	-	0.21 (0.1;0.27)	-	20 (13;26)	25 (15;34)	9.6 (7;13)	12 (8;17)	2.0 (1.3;2.6)	4.8 (2.7;6.3)	-	-	21 (14;34)
	Bande enherbée - Moreno Valley 2	161 (34;680)	0.52 (0.2;1.1)	3.5 (1.4;8.0)	-	1.1 (0.4;2.5)	-	55 (29;140)	184 (62;640)	24 (12;61)	36 (20;72)	2.0 (1.0;3.4)	12 (4;32)	-	-	33 (9;83)
	Bande enherbée - Moreno Valley 3	330 (56;1300)	0.69 (0.2;1.8)	3.8 (1.2;9.1)	-	1.1 (0.5;2.7)	-	49 (18;120)	196 (44;630)	23 (14;62)	37 (14;71)	3.0 (1.0;3.9)	16 (5;42)	-	-	30 (9-90;)
	Bande enherbée - Moreno Valley 4	280 (77;538)	0.48 (0.09;0.84)	4.8 (2;13)	-	0.88 (0.3;1.9)	-	53 (25;94)	191 (79;510)	19 (10;40)	32 (18;53)	3.4 (1.0;5.8)	16 (6;31)	-	-	31 (9-85;)
	Bande enherbée - Moreno Valley 5	626 (50;2600)	0.80 (0.5;1.1)	4.6 (2;14)	-	0.65 (0.2;1.6)	-	56 (21;110)	404 (120;1800)	18 (10;39)	40 (21;67)	3.0 (1.0;6.3)	27 (6;52)	-	-	26 (9;73)
	Bande enherbée - San Onofre 2	66 (7;150)	0.57 (0.2;1.5)	2.0 (0.1;5.2)	-	1.6 (0.2;5.7)	-	33 (5;85)	81 (20;160)	19 (7;58)	31 (9;75)	8.5 (1;21)	34 (8;100)	-	-	25 (9;73)
	Bande enherbée - San Onofre 3	50 (11;140)	0.83 (0.3;1.8)	1.6 (0.6;2.7)	-	0.72 (0.1;1.9)	-	32 (16;58)	78 (21;250)	17 (8;39)	26 (10;46)	11 (3;24)	41 (11;110)	-	-	30 (11;86)
	Bande enherbée - San Onofre 4	90 (18;216)	0.78 (0.6;1.0)	1.7 (1;10)	-	0.60 (0.1;1.0)	-	34 (15;64)	57 (20;250)	12 (6;39)	18 (8;46)	14 (1;32)	41 (3;110)	-	-	29 (11;89)
Li et al., 2008	Bande enherbée - CS-I, 2m	79 ±58	0.42 ±0.35	2.43 ±1.91	-	0.33 ±0.28	-	173 ±96	238 ±135	5.40 ±2.55	10.23 ±3.22	-	4.73 ±3.99	-	76 ±27	-
	Bande enherbée - CS-I, 4m	85 ±87	0.47 ±0.64	2.45 ±2.25	-	0.30 ±0.31	-	268 ±119	359 ±223	5.10 ±2.76	6.47 ±2.28	-	5.52 ±5.73	-	73 ±56	-
	Bande enherbée - CS-I, 8m	96 ±95	0.4 ±0.38	2.88 ±2.34	-	1.01 ±2.22	-	290 ±260	393 ±425	4.21 ±2.75	6.95 ±3.64	-	3.28 ±4.09	-	89 ±74	-
	Bande enherbée - CS-II, 2m	64 ±41	0.58 ±0.41	2.94 ±1.76	-	1.10 ±1.66	-	145 ±123	236 ±118	5.49 ±3.51	14.26 ±7.44	-	6.29 ±6.41	-	80 ±39	-
	Bande enherbée - CS-II, 4m	105 ±141	0.64 ±0.58	2.55 ±1.57	-	0.40 ±0.60	-	159 ±238	226 ±200	4.95 ±2.04	9.09 ±5.81	-	5.20 ±8.07	-	76 ±44	-
	Bande enherbée - CS-II, 8m	94 ±96	0.6 ±0.52	3.77 ±4.18	-	0.48 ±0.66	-	172 ±84	296 ±345	4.13 ±1.11	9.12 ±7.27	-	3.7 ±4.23	-	53 ±27	-
	Bande enherbée - CS-III, 2m	162 ±179	0.39 ±0.30	3.04 ±2.46	-	1.81 ±3.52	-	222 ±175	387 ±240	6.48 ±3.02	11.87 ±4.54	-	7.18 ±7.93	-	78 ±43	-
	Bande enherbée - CS-III, 4m	222 ±295	0.46 ±0.36	2.56 ±1.45	-	0.32 0.44	-	240 ±276	337 ±276	4.53 ±2.08	9.51 ±4.17	-	7.80 ±8.90	-	91 ±64	-
	Bande enherbée - CS-III, 8m	116 ±120	0.51 ±0.63	2.52 ±1.19	-	1.18 ±2.40	-	261 ±110	408 ±285	3.99 ±1.89	6.18 ±3.35	-	3.38 ±3.52	-	70 ±47	-
	Bande enherbée - A-I, 2m	121 ±137	0.19 ±0.10	1.86 ±0.86	-	0.25 ±0.19	-	62 ±45	115 ±72	8.43 ±6.59	21.46 ±15.69	-	6.54 ±6.89	-	77 ±69	-
	Bande enherbée - A-I, 4m	60 ±36	0.32 ±0.32	2.39 ±1.81	-	0.36 ±0.38	-	125 ±121	158 ±134	6.73 ±7.77	10.39 ±9.80	-	2.13 ±1.48	-	71 ±80	-
	Bande enherbée - A-I, 8m	42 ±21	0.29 ±0.22	2.15 ±1.02	-	0.27 ±0.16	-	94 ±76	102 ±83	4.23 ±1.23	6.62 ±2.14	-	1.17 ±1.08	-	54 ±18	-
	Bande enherbée - A-II, 2m	53 ±38	0.24 ±0.19	1.73 ±1.10	-	0.18 ±0.15	-	151 ±122	198 ±132	4.58 ±2.46	9.54 ±6.27	-	10.22 ±8.51	-	68 ±56	-

◀ Annexes ▶

Article	Type d'ouvrage	MES	P T	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Zn D	Zn T	Cu D	Cu T	Pb D	Pb T	Cl ⁻	DCO	COT
		mg/L		mg/L - N				µg/L						mg/L		
Bon état des eaux de surface (MEEM, 2016)		50	0.2	-	1.5	11	0.09	7.8	-	1	-	1.2	-	-	-	-
	Bande enherbée – A-II, 4m	71 ±88	0.35 ±0.29	2.48 ±1.76	-	0.33 ±0.22		219 ±210	286 ±250	4.44 ±1.18	8.24 ±6.01	-	8.53 ±10.61	-	86 ±79	-
	Bande enherbée – A-II, 8m	43 ±55	0.29 ±0.16	1.64 ±0.83	-	0.46 ±0.55		209 ±128	290 ±227	2.01 ±0.52	3.07 ±1.61	-	1.32 ±1.60	-	40 ±19	-
	Bande enherbée – A-III, 2m	40 ±33	0.79 ±0.42	1.77 ±0.99	-	0.27 ±0.25		221 ±136	282 ±169	5.45 ±3.43	9.46 ±5.34	-	8.49 ±9.59	-	46 ±27	-
	Bande enherbée – A-III, 4m	29 ±11	1.29 ±0.78	2.45 ±2.55	-	0.56 ±0.56		289 ±107	351 ±126	6.38 ±2.48	11.17 ±7.53	-	3.54 ±2.49	-	48 ±19	-
	Bande enherbée – A-III, 8m	50 ±63	0.88 ±0.57	2.40 ±1.87	-	0.30 ±0.20		398 ±266	488 ±272	4.07 ±2.25	8.23 ±5.73	-	1.55 ±2.05	-	63 ±41	-
Stagge et al., 2012 ¹	Noue enherbée	7 (0;31)	0.29 (0;1.20)	0.94 (0;2.97)	2.12 (0;12.7)	1.76 (0;10.40)	0.04 (0;0.15)	-	61 (0;310)	-	7.1 (0;42)	-	4.4 (0;30)	68 (0;388)	-	-
	Noue enherbée (+ bande enherbé)	9 (0;72)	0.2 (0;1.1)	0.81 (0;3.2)	2.63 (0;9.9)	1.93 (0;8.2)	0.03 (0;0.15)	-	67 (0;220)	-	7.9 (0;53)	-	6.6 (0;45)	126 (0;717)	-	-
	Noue enherbée (+biefs)	19 (0;109)	0.24 (0;1.29)	1.98 (0;14.7)	2.27 (0;12.9)	0.74 (0;6.4)	0.02 (0;0.18)	-	54 (0;440)	-	19 (0;160)	-	12 (0;63)	220 (0;3700)	-	-
	Noue enherbée (+bande enherbée + biefs)	52 (0;232)	0.16 (0;0.58)	3.35 (0;62.4)	4.34 (0;65.2)	0.27 (0;2.6)	0.02 (0;0.13)	-	52 (0;210)	-	20 (0;117)	-	17 (0;150)	327 (0;5590)	-	-
Winston et al., 2012 ²	Bande enherbée A	17 ±6	0.20 ±0.05	1.12 ±0.44	1.45 ±0.50	0.39 ±0.17		-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Bande enherbée D	24 ±12	0.28 ±0.07	1.47 ±0.48	1.91 ±0.63	0.34 ±0.25		-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue enherbée A	15 ±4	0.09 ±0.02	1.13 ±0.31	1.63 ±0.33	0.30 ±0.22		-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue zone humide B	21 ±7	0.13 ±0.04	0.91 ±0.21	1.03 ±0.18	0.08 ±0.04		-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue zone humide C	14 ±8	0.08 ±0.02	0.81 ±0.16	1.02 ±0.25	0.16 ±0.11		-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue enherbée D	47 ±25	0.17 ±0.04	1.26 ±0.28	1.50 ±0.39	0.17 ±0.12		-	-	-	-	-	-	-	-	-
Xiao and McPherson, 2011	Noue enherbée filtrante	17.8 (9;28.5)	0.3 (0.2;1.90)	1.35 (0.95;8.20)	-	0.25 (0.03;13.2)	-	-	-	-	-	-	-	-	14.5 (7.5;73)	20.0 (7.8;25)
	Noue enherbée classique	12.5 (6;23)	0.4 (0.1;2.5)	1.48 (0.55;8.60)	-	0.4 (0.07;5.87)	-	-	-	-	-	-	-	-	17.5 (10;76)	22.0 (11;35)

Les valeurs présentées sont, où possible, la moyenne arithmétique des concentrations moyennes évènementielles (EMC) et la maximum et minimum de ces valeurs. Si ces valeurs ne sont pas disponibles, l'écart type est donné si disponible.

Annexe 6 **Tableau détaillé des ouvrages de biorétention étudiés**

Article	Ouvrage	Nombre d'événements	Bassin Versant	Etanche ?	Drain ?	Zone submergée ?	Surface cellule/BV (%)	Type de substrat	Profondeur substrat (m)	Couverture de surface	Hauteur d'eau en surface (mm)
Brown and Hunt, 2011	Biorétention (SCL)	11 (EMC)	Parking	Non	Oui	Oui	7	96% sable, 2.9% limon, 1.1% argile	1.1	Gazon	160
	Biorétention (Sand)	9 (EMC+grab combiné)	Parking	Non	Oui	Oui	6		0.96	Arbustes, plantes vivaces + paillis	130
David et al., 2015	Biorétention	7	Parking + Zone de Récréation	Non	Oui	Non	3	84.2% sable, 7.5% limon, 8.2% argile, 5.3% matière organique	0.38	Paillis, type de plante non-précisé	Non-précisée
Davis, 2007	Biorétention (A)	12	Parking	Oui	Oui	Oui	2	50% sable, 30% terreau, 20% matière organique + couche journal et sable	0.9+ 0.3 sable et journal	Arbustes, herbes, paillis	150
	Biorétention (B)	12	Parking	Oui	Oui	Non	2	50% sable, 30% terreau, 20% matière organique	0.9	Arbustes, herbes, paillis	150
Dietz and Clausen, 2005	Biorétention (1)	Echantillons composés par semaine pendant 1 an	Toiture	Oui	Oui	Non	17	Sol naturel – 84% sable, 8% limon, 8% argile	0.6	Arbustes + paillis	102
	Biorétention (2)	Echantillons composés par semaine pendant 1 an	Toiture	Oui	Oui	Non	17	Sol naturel – 84% sable, 10% limon, 6% argile	0.6	Arbustes + paillis	102
DiBlasi et al., 2009	Biorétention (CP)	5	Parking	Non	Oui	Non	6	-	0.9	-	-
B. E. Hatt et al., 2009	Biorétention (Monash 1)	14	Parking	Oui	Oui	Non	1	Sablo-limoneux + sable	0.5 SL + 0.1 S	Carex, Joncs	250
	Biorétention (Monash 2)	14	Parking	Oui	Oui	Non	1	80% Sablo-limoneux, 10% vermiculite, 10% perlite + sable	0.5 mélange + 0.1 sable	Carex, Joncs	250
	Biorétention (Monash 3)	14	Parking	Oui	Oui	Non	1	80% Sablo-limoneux, 10% écorce de pin, 10% paillis + sable	0.5 mélange + 0.1 S	Carex, Joncs	250
C. Hsieh and Davis, 2005	Biorétention (CP1)	1	Parking	Oui	Oui	Oui	-	Sable avec journal râpé (donneur d'électron)	-	-	-

Article	Ouvrage	Nombre d'événements	Bassin Versant	Etanche ?	Drain ?	Zone submergée ?	Surface cellule/BV (%)	Type de substrat	Profondeur substrat (m)	Couverture de surface	Hauteur d'eau en surface (mm)
	Biorétention (CP2)	1	Parking	Oui	Oui	Non ?	-	-	-	-	-
Hunt et al., 2006	Biorétention (G1)	17	Parking	Non	Oui	Oui	5	-	1.2	Arbres, arbustes	-
	Biorétention (G2)	15	Parking	Non	Oui	Non	5	-	1.2	Arbres, arbustes	-
	Biorétention (C1)	10	Parking	Non	Oui	Non	15	Sableux	1.2	Arbres, arbustes	-
Hunt et al., 2008	Biorétention (Charlotte)	16	Parking	Non	Oui	Non	6	Sablo-limoneux	1.2	Arbres, arbustes + paillis	180
	Biorétention (Graham N)	26	Parking + Résidentiel	Non	Oui	Oui – 0.3m	3	Particules d'ardoise, sable, matière organique	0.6	Gazon	230
	Biorétention (Graham S)	18	Parking + Résidentiel	Non	Oui	Oui – 0.6m	3	Particules d'ardoise, sable, matière organique	0.9	Gazon	230
	Biorétention (RM1)	23	Parking	Non	Oui	Oui - 0.6m	6	Sable	0.9	Gazon	180
	Biorétention (RM2)	23	Parking	Non	Oui	Oui – 0.6m	6	Sable	0.9	Arbres, arbustes,	120
(Leroy et al., 2016)	Noue enherbée (GS)	10	Route	Oui	Oui	Non	50	34% sable, 51.6% limon, 14.4% argile	0.3	Gazon	230
	Noue avec macrophytes (PS)	11	Route	Oui	Oui	Non	50	34% sable, 51.6% limon, 14.4% argile	0.3	Macrophytes	210
(Li and Davis, 2009a)	Biorétention (CP)	12	Parking, route	-	Oui	-	6	75% sable, 12% limon, 6.5% argile, 5.7% matière organique	0.8	-	150
	Biorétention (SS)	9	Parking	-	Oui	-	2	47% sable, 23% limon, 18% argile, 12.2% matière organique	0.9	-	300
Muha et al., 2014	Biorétention 1	6	Parking	Oui	Oui	Non	6	22% terreau, 56% sable, 22% compost	1	-	300
	Biorétention 2	6	Parking	Oui	Oui	Non	6	22% terreau, 56% sable, 22% compost	0.45	-	300

◀ Annexes ▶

Article	Ouvrage	Nombre d'événements	Bassin Versant	Etanche ?	Drain ?	Zone submergée ?	Surface cellule/BV (%)	Type de substrat	Profondeur substrat (m)	Couverture de surface	Hauteur d'eau en surface (mm)
Purvis et al., 2018	Bioswale	15	Autoroute	Non	Oui	Non	0.8%	15% tourbe, 8.5-17% gravier, 66-77% sable, <2% argile et limon	0.45-0.9	Enherbée	150
Shrestha et al., 2018	Biorétention VL	14	Voirie	Oui	Oui	Non	12.4	60% compost, 40% sable+ 100% sable	0.305+0.305	Hémérocalles, Panic érigé	152
	Biorétention VH	31	Voirie	Oui	Oui	Non	11	60% compost, 40% sable+ 100% sable	0.305+0.305	7 espèces de fleurs de champs	152
	Biorétention SM	12	Voirie	Oui	Oui	Non	5	60% compost, 40% sable + 100% sable + Oxydes de Fe et Al	0.305+0.023 +0.076	7 espèces de fleurs de champs	152
Trowsdale and Simcock, 2011	Biorétention	12	Route	Oui	Oui	Non	1	Terreau commercial+ Mélange calcaire, sol argileux+sable	0.35 terreau + 0.65 sous-sol+0.15 sable	Joncs + paillis	220
Wang et al., 2017	Biorétention	6	Résidentiel	Oui	Oui	Oui	1.4	Limono-sableux + sable + roches et copeaux de bois	0.4+0.1+0.3	14 plantes tropicales	137
Winston et al., 2011	Biorétention (grande)	19	Autoroute	?	Oui	Oui	9	3% gravier, 87% sable, 8% limon, 2% argile + paillis	0.65	Gazon	230
	Biorétention (petite)	19	Autoroute	?	Oui	Oui	5	3% gravier, 87% sable, 8% limon, 2% argile + paillis	0.65	Gazon	230
Yang et al., 2013	Biorétention Biphase	5 simulés	Ruissellement synthétique urbain	Oui	Oui	Oui+ zone aérobie après	10	60% sable, 20% terreau, 20% compost	0.85	Fleurs des champs, herbes	200
Zhang et al., 2014	Biorétention LS-noSZ	6 simulés	Parking / Ruissellement synthétique	Oui	Oui	Non	1	Sablo-limoneux	0.5	Carex	480
	Biorétention S-SZ	6 simulés	Parking / Ruissellement synthétique	Oui	Oui	Oui	1	Sable	0.5	Carex, arbustes	480

Annexe 7 Tableaux détaillés des résultats de réduction de concentration par les ouvrages de biorétention

Paramètres globaux et ETM

Article	Ouvrage	MES	P T	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Zn T	Cu T	Pb T	Ni T	Cd T	Cr T	DBO	DCO	Cl ⁻
Brown and Hunt, 2011	Biorétention (Cellule SCL)	58	-10	58	58	58		-	-	-	-	-	-	-	-	-
David et al., 2015 ¹	Biorétention	82	-	-	-	-	-	97	94	86	74	96	-	-	-	-
Davis, 2007	Biorétention (A)	22	74	-	-	79	-	57	51	79	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (B)	41	68	-	-	86	-	63	57	83	-	-	-	-	-	-496
DiBlasi et al., 2009	Biorétention (CP)	61 (38; 97)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C. Hsieh and Davis, 2005	Biorétention (CP1)	-103	-	-	-	31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (CP2)	10	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hunt et al., 2006 ²	Biorétention (G1)	-	-410	-310	-220	-380	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (G2)	-	-2900	-540	-310	40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hunt et al., 2008	Biorétention (Charlotte)	-	31	44	32	-5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (Graham N)	-	60	49	54	33	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (Graham S)	-	60	59	54	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leroy et al., 2016	Noue enherbée (GS)	-71 (-76; 264)	-114 (-304; 64)	-48 (-156; 23)	-	-	-	-58 (-323; 80)	4.4 (-110; 79)	-24 (-116, 46)	-	-	-	14 (-70; 57)	-82 (-281; 33)	-
	Noue avec macrophytes (PS)	5.7 (-57;63)	-122 (-311; 0)	-33 (-129; 100)	-	-	-	24 (-67; 91)	44 (-7; 78)	15 (0, 32)	-	-	-	75 (0;5)	-5.6 (-2.3; 100)	-
(Li and Davis, 2009a) ³	Biorétention (CP)	88 (38; 99)	-200 (-400; 67)	-11 (-300; 64)	-53 (-1200; 35)	-170 (1160; 21)	0 (-300; >60)	78 (20; 97)	31 (-84; 85)	55 (-130; >85)	-	-	8 (-150; >90)	-	-	-400 (-1750; 71)
	Biorétention (SS)	88 (13, 99)	0 (0; 50)	-400 (57, 87)	-10 (-700; 75)	86 (15, >90)	0 (-33; >60)	80 (29; 95)	0 (-40; 74)	0 (0;80)	-	-	0 (0, >67)	-	-	0 (-960; 94)
Muha et al., 2014	Biorétention 1	70	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	83	83	-
	Biorétention 2	75	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	86	86	-
Purvis et al., 2018	Bioswale	88														

Les valeurs présentées sont, où possible, la moyenne arithmétique des concentrations moyennes évènementielles (EMC) et la maximum et minimum de ces valeurs. Si ces valeurs ne sont pas disponibles, l'écart type est donné si disponible. Si aucune valeur n'est exprimée, ces informations n'étaient pas disponibles. 1Par rapport au fonctionnement du site avec installation de biorétention. 2Nous avons calculé ces à partir des valeurs rapportées, 3Mediane (min, max).

◀ Annexes ▶
Micropolluants organiques

Article	Ouvrage	Hydrocarbures totales	ΣPAH	Pyrene	Naphtalene	Phenanthrene	Benzo[α]pyrene	Glyphosate	Atrazine	Simazine	Prometryn	Dibutylphthalate	Di(2-ethylhexyl)phthalate	Chloroform	Pentachlorophenol	Phenol	ΣPCB	Octachlorodibenzodioxin (OCDD)
David et al., 2015 ¹	Biorétention	-	97	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	78	97
DiBlasi et al., 2009	Biorétention (CP)	-	90 (31; 99)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C. Hsieh and Davis, 2005	Biorétention (CP1)	>99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (CP2)	>99	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(Leroy et al., 2016)	Noue enherbée (GS)	-236 (-1471; 70)	-99 (-250; 26)	-94 (-346; 75)	-	-536 (-997; 80)	-419 (-1900; 80)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue avec macrophytes (PS)	-106 (-485; 56)	30 (-87; 84)	-18 (-450; 100)	-	-36 (-325; 48)	-63 (-366; 90)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Yang et al., 2013	Biorétention Biphase	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zhang et al., 2014	Biorétention (LS-noSZ)	>99	-	>90	88 (88; 88)	-	-	94 (88;97)	53 (38;75)	64 (23;93)	83 (70;96)	>97	>95	47 (32;79)	85 (78;96)	97 (91;99)	-	-
	Biorétention (S-SZ)	>99	-	>90	88 (82; 94)	-	-	96 (93; 98)	20 (-18; 58)	39 (-17; 85)	59 (36; 91)	>97	>95	25 (-14; 32)	59 (30; 93)	82 (48; 99)	-	-

Les valeurs présentées sont, où possible, la moyenne arithmétique des concentrations moyennes événementielles (EMC) et la maximum et minimum de ces valeurs. ¹Par rapport au fonctionnement du site avec installation de biorétention.

Annexe 8 Tableaux détaillés des résultats de réduction du flux polluant par des ouvrages de biorétention

Paramètres globaux et ETM

Article	Ouvrage	MES	P T	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Zn T	Cu T	Pb T	Ni T	Cd T	Cr T	DCO	Cl ⁻
David et al., 2015 ¹	Biorétention	84	-	-	-	-	-	98	96	87	79	96	-	-	-
Davis, 2007	Biorétention (A)	59	79	-	-	90	-	54	83	88	-	-	-	-	-
	Biorétention (B)	54	77	-	-	95	-	69	77	84	-	-	-	-	-
(Li and Davis, 2009a) ¹	Biorétention (CP)	96 (-59; 100)	-36 (-1180; 100)	25 (-832; 100)	-3 (-2994; 100)	-108 (-872; 100)	41 (-495; 100)	92 (-103; 100)	65 (-226; 100)	83 (-110; 100)	-	-	60 (-265; 100)	-	-154 (-3546; 100)
	Biorétention (SS)	99 (50; 100)	100 (<31; 100)	87 (-120; 100)	97 (-284; 100)	99 (32; 100)	100 (68; 100)	99 (<56; 100)	96 (<13; 100)	100 (67; 100)	-	-	100 (<55; 100)	-	97 (-775; 100)
Dietz and Clausen, 2005	Biorétention (1)	-	-111	31	32	35	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (2)	-					-	-	-	-	-	-			
Hatt et al., 2009	Biorétention (Monash 1)	76	-398	-	-7	-13		84	67	80	-	-	-	-	-
	Biorétention (Monash 2)	±25	±559		±72	±93		±26	±23	±15	-	-	-	-	-
	Biorétention (Monash 3)											-	-	-	-
	Biorétention (McDowall)	93 ±4	86 ±3	-	37 ±21	-17 ±35		99 ±0.1	98 ±1	98 ±0.5	-	-	-	-	-
Hunt et al., 2006	Biorétention (G2)	-170	-240	-4.9	40	75	-	98	99	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (C1)	-	65	45	40	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(William F. Hunt et al., 2008)	Biorétention (Charlotte)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (Graham N)	-	-	48	-	43		-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (Graham S)	-	-	68	-	1		-	-	-	-	-	-	-	-
Shrestha et al., 2018	Biorétention VL	92	-288	-	45	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention VH	99	-67	-	45	-29	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention SM	91	86	-	38	55	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Wang et al., 2017	Biorétention	53 ±43	46 ±32	37 ±46	25 ±35	9 ±63	-56 ±128	-	-	-	-	-	-	15 ±60	-
Winston et al., 2011	Biorétention (grande)	50	3	49	48	76		-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (petite)	25	-38	23	40	63		-	-	-	-	-	-	-	-
Yang et al., 2013	Biorétention Biphase	-	-	-	-	84	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Les valeurs présentées sont, où possible, la moyenne arithmétique des concentrations moyennes évènementielles (EMC) et la maximum et minimum de ces valeurs. Si ces valeurs ne sont pas disponibles, l'écart type est donné si disponible. Si aucune valeur n'est exprimée, ces informations n'étaient pas disponibles. ¹Mediane (min, max), ²Par rapport au fonctionnement du site avec installation de biorétention.

Micropolluants organiques

Article	Ouvrage	Hydrocarbures totales	ΣPAH	Pyrene	Naphtalene	Phenanthrene	Benzo[<i>a</i>]pyrene	Dicamba	Glyphosate	2,4-D	Atrazine	Simazine	Prometryn	Dibutylphthalate	Di(2-ethylhexyl)phthalate	Chloroform	Pentachlorophenol	Phenol	ΣPCB	Octachlorodibenzodioxin (OCDD)
David et al., 2015 ¹	Biorétention	-	97	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	82	97
DiBlasi et al., 2009	Biorétention (CP)	-	87 (-71;98)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Yang et al., 2013	Biorétention Biphase	-	-	-	-	-	-	89	99	85	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zhang et al., 2014	Biorétention (LS-noSZ)	99	-	93	89	-	-	-	93	-	60	61	78	98	97	48	87	89	-	-
	Biorétention (S-SZ)	99	-	94	87	-	-	-	96	-	30	30	51	98	97	29	62	78	-	-

Les valeurs présentées sont, où possible, la moyenne arithmétique des concentrations moyennes événementielles (EMC) et la maximum et minimum de ces valeurs. ¹Par rapport au fonctionnement du site avec installation de biorétention.

Annexe 9 Tableaux détaillés des résultats de concentration à la sortie des ouvrages de biorétention

Paramètres globaux et ETM

Article	Ouvrage	MES	P T	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Zn D	Zn T	Cu D	Cu T	Pb T	Ni T	Cd T	Cr T	DBO	DCO	Cl ⁻
		mg/L		mg/L - N					µg/L								mg/L	
Bon état des eaux de surface (MEEM, 2016)		50	0.2	-	1.5	11	0.09	7.8	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
Brown and Hunt, 2011	Biorétention (SCL)	16.9 (6;50)	0.09 (0.06;0.17)	0.31 (0.13;0.77)	0.43 (0.20;0.96)	0.12 (0.02;0.23)		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention ¹ (Sand)	17 ±19	0.23 ±0.10	0.82 ±0.45	1.31 ±0.91	0.49 ±0.65		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
David et al., 2015	Biorétention	15 (4.5;45)	-	-	-	-	-	-	46 (9.8; 84)	-	7.7 (3.4; 14)	1.7 (0.81; 3.4)	12 (3.6; 25)	0.09 (0.02; 0.16)	-	-	-	-
Davis, 2007	Biorétention (A)	18	0.15	-	-	0.13	-	-	48	-	4	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (B)	13	0.17	-	-	0.02	-	-	44	-	3	-	-	-	-	-	-	-
Dietz and Clausen, 2005	Biorétention (1) ³	-	0.058 ±0.036	0.4 ±0.3	0.8 ±0.6	0.3 ±0.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (2) ³	-	0.060 ±0.064	0.6 ±0.4	1.0 ±0.6	0.4 ±0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DiBlasi et al., 2009	Biorétention (CP)	13 (1;37)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hatt et al., 2009	Biorétention (Monash 1) ⁴	5 ±6	0.22 ±0.08	-	1.3 ±0.03	0.3 ±0.2		-	30 ±20	-	6 ±2	2 ±2	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (Monash 2) ⁴	3 ±5	0.16 ±0.06	-	1.1 ±0.4	0.3 ±0.3		-	15 ±7	-	6 ±2	2 ±1	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (Monash 3) ⁴	4 ±6	0.17 ±0.08	-	1.3 ±0.6	0.14 ±0.09		-	13 ±4	-	4 ±2	3 ±1	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (McDowall) ⁵	14 ±19	0.07 ±0.06	-	2.2 ±0.7	1.6 ±0.7		-	≤13	-	≤5	≤7	-	-	-	-	-	-
C. Hsieh and Davis, 2005	Biorétention (CP1)	37	<0.05	-	-	0.08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (CP2)	16	<0.05	-	-	0.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Hunt et al., 2006	Biorétention (G1)	-	0.56	4.1	4.38	0.28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (G2)	-	3.0	4.9	5.23	5.23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (C1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(William F. Hunt et al., 2008)	Biorétention (Charlotte)	-	0.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (Graham N)	-	0.051	0.567	0.759	0.281		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

◀ Annexes ▶

Article	Ouvrage	MES	P T	NKT	N T	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	Zn D	Zn T	Cu D	Cu T	Pb T	Ni T	Cd T	Cr T	DBO	DCO	Cl ⁻
		mg/L		mg/L - N					µg/L								mg/L	
Bon état des eaux de surface (MEEM, 2016)		50	0.2	-	1.5	11	0.09	7.8	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (Graham S)	-	0.058	0.452	0.757	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
(Leroy et al., 2016)	Noue enherbée (GS)	331 (76; 947)	0.67 (0.4; 0.95)	3.01 (1.9; 4.4)	-	-	-	-	294 (41; 546)	-	54 (5; 82)	25 (46; 116)	-	-	-	9.2 (3; 194)	169 (71; 313)	-
	Noue avec macrophytes (PS)	178 (108; 331)	0.56 (0; 0.89)	3.5 (1.4; 10.1)	-	-	-	-	118 (17; 277)	-	32 (8; 88)	15 (0; 32)	-	-	-	1.3 (0; 5)	103 (32; 261)	-
(Li and Davis, 2009a)	Biorétention (CP)	6 (1;37)	0.35 (<0.1; 0.5)	1.1 (0.5;3.9)	2.5 (0.9; 7.2)	1.0 (0.27; 3.3)	0.03 (<0.02; 0.08)	-	12 (6; 36)	-	16 (5; 35)	3 (<2; 9)	-	-	3 (<2; 11)	-	-	29 (2; 3320)
	Biorétention (SS)	4 (<1;30)	<0.1 (<0.1;0.1)	0.6 (0.3;1.1)	0.6 (0.3; 1.1)	0.05 (<0.05; 0.29)	<0.02 (<0.02; 0.04)	-	3 (2; 11)	-	9 (5;17)	<2 (<2; 3)	-	-	<2 (<2; 3)	-	-	3 (2; 16)
Muha et al., 2014	Biorétention (1)	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.3	3	-
	Biorétention (2)	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	2	-
Purvis et al., 2018	Bioswale	4.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Shrestha et al., 2018	Biorétention VL	10 (5; 40)	1.6 (0.1; 2.8)	-	1.4 (0.1;5.8)	0.5 (0.1; 3.2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention VH	5 (5;5)	0.5 (0.1; 1.9)	-	1.2 (0.1; 3.9)	0.5 (0.1; 3.9)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention SM	5 (5;30)	0.1 (0.1; 0.1)	-	0.9 (0.1;3)	0.4 (0.1; 2.2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trowsdale and Simcock, 2011	Biorétention	3	-	-	-	-	-	24	29	15	23	1	-	-	-	-	-	-
Wang et al., 2017	Biorétention	2 ±2	0.04 ±0.01	0.36 ±0.37	0.61 ±0.48	0.05 ±0.16	0.05 ±0.11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	24 ±15	-

Les valeurs présentées sont, où possible, la moyenne arithmétique des concentrations moyennes événementielles (EMC) et la maximum et minimum de ces valeurs. Si ces valeurs ne sont pas disponibles, l'écart type est donné si disponible. Si aucune valeur n'est exprimée, ces informations n'étaient pas disponibles. ¹Ces valeurs confondent des EMC et des échantillons ponctuels (grab). ²Valeurs médianes des EMC. ³Moyennes et écarts-types géométriques. ⁴Moyenne et écart type de tous les mesures de trois pollutogrammes. ⁵Moyenne et écart type de tous les mesures de pollutogrammes résultants d'événement simulés,

◀ Annexes ▶
Polluants Organiques

Article	Ouvrage	Hydrocarbures totales	ΣPAH	Pyrene	Naphtalene	Phenanthrene	Benzo[<i>a</i>]pyrene	Dicamba	Glyphosate	2,4-D	Atrazine	Simazine	Prometryn	DBP	DEHP	Chloroform	Pentachlorophenol	Phenol	ΣPCB	OCDD
		mg/L	μg/L																	pg/L
NQE du Directive Cadre sur l'Eau (EC, 2013)		-	-	-	2	-	0.17	-	-	-	0.1	1	10	-	1.3	-	0.4	-	-	-
David et al., 2015	Biorétention	-	0.235 (0.089; 0.550)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	410 (190; 870)	<0.47
DiBlasi et al., 2009	Biorétention (CP)	-	0.22 (0.057; 0.37)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C. Hsieh and Davis, 2005	Biorétention (CP1)	<0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Biorétention (CP2)	<0.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Leroy et al., 2016	Noue enherbée (GS)	0.93 (0.15; 2.20)	12 (4;17)	-	-	3.7 (0.3; 10.8)	1.0 (0.4; 11.9)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Noue avec macrophytes (PS)	0.71 (0;1.37)	6.8 (1;29)	-	-	1.5 (0.3; 5.5)	0.51 (0.01; 2.24)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Yang et al., 2013	Biorétention Biphasique	-	-	-	-	-	-	max 50	max 80	max 250	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zhang et al., 2014	Biorétention (LS-noSZ)	<0.1	-	<1	2 (2;2)	-	-	-	111 (54;187)	-	24 (14;34)	16 (3;32)	9 (2;15)	<1	<1	27 (9;38)	4 (1;6)	7 (1;18)	-	-
	Biorétention (S-SZ)	<0.1	-	<1	2 (1;3)	-	-	-	70 (29;106)	-	41 (23;65)	27 (7;49)	21 (5;32)	<1	<1	38 (15;49)	11 (2;19)	37 (1;106)	-	-

Les valeurs présentées sont, où possible, la moyenne arithmétique des concentrations moyennes évènementielles (EMC) et la maximum et minimum de ces valeurs. Si ces valeurs ne sont pas disponibles, l'écart type est donné si disponible.

Annexe 10 Les méthodes d'échantillonnage des eaux interstitielles de la zone non-saturée

Dans la zone non-saturée, l'eau est tenue dans le sol par les forces matricielles de capillarité et d'adsorption. Ainsi, elle ne peut pas être collectée par un simple piézomètre. Il existe plusieurs technologies permettant sa collecte par l'application d'une succion (bougies poreuses, plaques poreuses, lysimètres à mèches) ou par la création d'une zone saturée localisée (plaque lysimétrique, lysimètre simple). L'évaluation de flux apportés à long terme peut aussi être évaluée par des échantillonneurs passifs type boîte de résine.

Les différents équipements d'échantillonnage sont présentés brièvement ci-dessous. Ensuite, quelques exemples de l'application de ces systèmes sont présentés. Puis, on détaille les caractéristiques recherchées dans un système de collecte des eaux interstitielles et discutent des solutions proposées dans la littérature. Enfin, on présente les solutions potentiellement applicables au cas de Compans.

Weihermüller et al. (2007) a produit une synthèse présentant les différentes méthodes d'extraction des eaux interstitielles en situ. Il a recensé les différents types d'appareils existants, les types de données pouvant être produit par chacun, ainsi que les avantages et les inconvénients.

Présentation de la norme ASTM D 4696 – 92 (2008) : « Standard Guide for Pore-Liquid Sampling from the Vadose Zone »

Il existe une norme se proposant comme guide pour l'échantillonnage des eaux interstitielles de la zone vadose. Ce norme a été readopté en 2008 mais n'a pas été modifié depuis 1992. Il ne prend donc pas en compte les évolutions de technologie ayant eu lieu pendant cette période, notamment le développement de systèmes passifs et de systèmes de plaques ou de bougies poreuses contrôlé en fonction de mesures de la tension en situ.

Il propose des recommandations pour des échantillonneurs sans tension, les échantillonneurs à succion, et les échantillonneurs de nappes péchées sur les sujets suivants :

- les profondeurs d'installation possibles pour différents types d'échantillonneur ;
- les prétraitements et testes à effectuer avant installation en fonction du matériel ;
- les procédures d'installation à suivre ;
- la maintenance et l'opération ;
- les limitations des méthodes. (ASTM International, 2008)

Equipement	Types de données possible	Avantages	Inconvénients
Bougie poreuse : une coupe poreuse attachée à un tube dans laquelle est exercée une pression négative par un système d'aspiration extérieur. L'eau est collectée par un petit tube au sein du grand tube	Concentration de soluté	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Simple à l'installation ➤ Grand retour d'expérience 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Nécessité d'un système d'aspiration ➤ Modification de l'écoulement ➤ Echantillons peu représentatifs en présence d'écoulements préférentiels
Plaque poreuse : un panneau poreux inséré dans un cadre lié à un tube pour l'extraction d'eau. Il est possible d'induire une pression négative dans le tube afin d'encourager l'extraction d'eau	Concentration de soluté, flux de soluté, bilan de masse	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Grande surface d'échantillonnage ➤ Echantillonnage d'écoulement et de concentrations représentatives si succion appliquée en fonction de la tension du sol mesurée 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Nécessité d'un système d'aspiration ➤ Installation difficile et pouvant perturber le site
Plaque lysimétrique sans tension: un échantillonneur passif en forme d'entonnoir qui collecte l'eau percolant par gravité	Concentration de soluté, flux de soluté	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Echantillonneur passif ➤ Grande surface d'échantillonnage ➤ Peu couteux ➤ Entretien facile 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Absence de connexion capillaire avec le sol (mauvaise fonctionnement en sol sec) ➤ Possibilité de la formation d'une zone saturée au-dessus lysimètre menant à une diversion d'eau ➤ Installation difficile et pouvant perturber le site
Lysimètre à mèches : un échantillonneur qui emploie des mèches capillaires, souvent en fibre de verre, pour extraire les eaux interstitielles. La mèche descend vers un collecteur enterré à un niveau plus bas que le point échantillonné	Concentration de soluté, flux de soluté	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Echantillonneur passif ➤ Bonne efficacité de collecte ➤ Moins couteux que plaque poreuse 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Variabilité des propriétés des mèches-nécessité de caractérisation avant utilisation ➤ Peu de retour d'expérience
Boîte de résine : une boîte remplie de résine capable d'adsorber réversiblement les solutés de l'eau percolant	Bilan de masse	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Echantillonneur passif ➤ Peu couteux ➤ Aucun entretien nécessaire 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Résolution temporelle très faible ➤ Ne permet pas la mesure de concentrations ➤ Possibilité de la diversion d'eau
Lysimètre simple : un récipient contenant du sol (perturbé ou non perturbé) dans lequel l'eau percole et est collectée par un drain au fond. Le drainage peut se faire sous gravité ou avec une succion imposée en plus	Concentration de soluté, flux de soluté, bilan de masse	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Grande surface d'échantillonnage ➤ Permet un bilan de masse 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Ne prend pas en compte les flux latéraux ➤ Murs verticaux peuvent mener à un écoulement préférentiel ➤ Si sans succion, formation d'une zone saturée au fond

Tableau 76 : Comparaison des méthodes selon Weihermüller et al. (2007)

Objectifs pour le système d'échantillonnage des eaux interstitielles

Afin de mieux comprendre les enjeux pour un système de collecte des eaux interstitielles, on recense ici les caractéristiques qu'on souhaite retrouver dans un système d'échantillonnage. On peut notamment identifier les objectifs associés à la possibilité de collecter l'eau sous différentes conditions ainsi que les objectifs de représentativité des échantillons.

➤ *Capacité à collecter l'eau*

Les caractéristiques d'un échantillonneur déterminant sa capacité à collecter de l'eau sont la tension pouvant être appliquée au système et la taille de l'échantillonneur. Puisque l'eau interstitielle peut être collectée uniquement si une succion égale ou supérieure à son potentiel matriciel est appliquée, cette caractéristique détermine la proportion du temps pendant laquelle on peut collecter de l'eau. La taille de l'échantillonneur modifie la surface de contact avec le sol et donc est relié au débit d'eau pouvant être collecté.

La tension appliquée à l'échantillonneur

L'eau peut être collectée par un échantillonneur des eaux interstitielles lorsque la succion exercée par l'échantillonneur est supérieur à la tension matricielle de l'eau dans le sol à un moment donnée. Il est donc important de considérer la tension souvent présente dans le sol aux moments quand l'échantillonnage sera effectué. Pour le cas de Compans, cela correspond aux périodes suivant des événements pluvieux.

Pour un échantillonneur type bougie ou plaque poreuse, le facteur déterminant la succion maximale applicable est le point d'entrée d'air, ou la succion à partir de laquelle air entre dans l'échantillonneur ayant pour résultat une perte de succion. Cette valeur est plus dépende de la taille des pores de l'échantillonneur (de plus petites pores correspond à une succion plus élevée pouvant être appliqué

Pour un lysimètre à mèches, le facteur déterminant la succion appliquée est la longueur et le type de mèches.

Selon Wilson et Artiola (2004), en fonction du type de sol, le déplacement de l'eau est limité à des valeurs de succions inférieures à 65-85 kPa. Ainsi, il existe, surtout pour des sols de texture fine, une partie de l'eau qui est impossible à extraire par l'application d'une succion et de manière générale, il n'est pas utile d'appliquer des tensions supérieures à 85 kPa.

Les volumes d'eau pouvant être collectés pour un changement à une tension donnée dépende de la texture du sol. A de faibles tensions, plus d'eau sera libérée pour un sol grossier que pour un sol de texture fine, alors qu'à fortes tensions, plus d'eau sera libéré dans un sol fin que dans un sol grossier. (Bandurraga et al., 2000)

La conductivité hydraulique de l'échantillonneur

La conductivité hydraulique de l'échantillonneur est aussi un paramètre important. Cette propriété dépende de la taille et la forme des pores, des matériaux (certains matériaux plutôt hydrophobes comme le PTFE peuvent engendrer une conductivité faible) et des propriétés de surface. La conductivité hydraulique des différentes bougies peuvent être très variable, même entre des bougies du même type. Les différents matériaux peuvent aussi être plus ou moins

susceptibles au colmatage. Notamment, la variabilité importante de taille de pores des échantillonneurs en inox les rend très susceptibles à ce phénomène. (Kalbe et al., 2007)

Si on souhaite imiter l'écoulement naturel du sol avec l'application d'une tension égale à celle mesuré in situ, il serait souhaitable que la conductivité de l'échantillonneur soit similaire à celui du sol. Cependant, ce paramètre n'étant pas ajustable, il ne sera jamais égal à la conductivité du sol sous toutes conditions d'humidité rencontrée.

Lennart Rasmussen, représentant du fabricant PRENART, souligne que si l'on souhaite échantillonner dans la zone non-saturée à de tensions importantes, il faudrait que la conductivité hydraulique corresponde non pas à celui à saturation mais à l'humidité réelle à l'instant en question; c'est-à-dire sans la conductivité sans les macropores.

La taille du collecteur

La surface d'un échantillonneur en contact avec le sol détermine les volumes pouvant être intercepté.

Pour un sol où le flux hydrique journalier est régulier et facilement estimé (le cas d'assainissement non-collectif), Nasri (2013) estime le débit récupéré par une plaque poreuse comme par l'équation suivant :

$$q = Q \cdot \left(\frac{a}{A}\right) \cdot C$$

Où Q est le débit total dans le sol sur la surface A , a est la surface des plaques installées, et C est un coefficient prenant en compte les pertes (l'eau évaporée ou adsorbé au sol par une force supérieure à la succion appliquée) égale à 50%.

Puisque les débits dans le système à Compans ne seront pas réguliers mais fluctueront en fonction des conditions météorologiques, nous ne pouvons pas prétendre à avoir un débit constant. Les fluctuations dans la quantité d'eau présente dans le sol pourraient aussi avoir un effet sur C . Dans tous les cas, pour une plaque poreuse, le volume qui peut être collecté sera proportionnel à la surface de la plaque interceptant l'écoulement.

➤ *Représentativité de l'échantillon*

Il est primordial de veiller à la représentativité d'un échantillon et non pas simplement à la collecte d'un volume donné. La collecte d'un échantillon représentative dans la zone non-saturée présente plusieurs difficultés. En premier, l'installation et l'exploitation du système de collecte peut modifier l'écoulement du système initial. Ensuite, la zone et les types des pores échantillonnés varient en fonction de la succion appliquée, ce qui peut induire un biais. Enfin, le système peut lui-même modifier la qualité de l'eau par l'interaction des contaminants avec les matériaux du système ou par la filtration des contaminants à travers les pores lors de la collecte.

Sont présentés ci-dessous des discussions de ces enjeux et les solutions proposées dans la littérature.

Identification de l'objectif du type d'eau à collecter

Quand on souhaite collecter l'eau dans la zone non-saturée, il faut d'abord identifier le type d'eau qu'on vise échantillonner.

On peut distinguer la concentration du flux C_F , correspondant à la masse de soluté par volume passant par une section du sol dans un intervalle de temps donné, et la concentration résidentielle, C_R , correspondant à la masse de soluté par volume de sol à un moment donné. Différents moyens d'échantillonnage permet l'estimation de ces différents concentrations. Pour l'estimation de C_F , il est essentiel de collecter les écoulements préférentiels qui ne sont généralement pas en équilibre avec le l'eau moins mobile. C_F peut être approximée par des systèmes les lysimètres à mèches, par les plaques poreuses ou les bougies poreuses avec l'application d'une succion égale à la tension du sol ambiant, ou par des lysimètres sans tension. C_R peut être mesurée par la collecte d'une carotte de sol ou approximé par l'utilisation d'une bougie poreuse à pression descendante. (Brandi-Dohrn et al., 1996)

Si on s'intéresse au transfert des polluants vers le sous-sol, ce qui est le cas de notre étude, on s'intéresse au C_F .

Type de pore échantillonné

Selon Bandurraga et al. (2000), les échantillons collectés à des succions de <10 kPa consiste des eaux se déplaçant dans les macropores du sol, alors que les eaux collectés à des tensions plus grandes proviennent aussi des micropores du sol. Si une tension constante est appliquée, un échantillon sera un composite de l'eau des pores tenues par des tensions égales ou moins fortes que celles appliquées.

Garrido et Helmhart (2012) ont étudié les propriétés du sol et le cumul de plombe dans le sol en bordure de route en comparant les zones d'écoulement préférentiel avec les zones d'écoulement matriciel. Les zones d'écoulement préférentiel ont montré des concentrations en plombe plus élevées, ainsi que les pH plus faibles et des quantités de carbone organique et inorganique plus élevés. De plus, les ratios entre les acides humiques et fulviques étaient différents, ce qui peut indiquer des différences dans les processus d'humification dans les deux régimes. Les résultats montrent aussi que les mécanismes de sorption dans les zones d'écoulements préférentiels seraient plus stables que ceux dans la matrice du sol.

Les mécanismes de rétention de métaux sont donc différents entre les macropores et les micropores. Il est donc important de comprendre le type de pore duquel l'eau sera collectée. De plus, le fait de n'échantillonner que les macropores pourrait induire un biais dans les résultats. L'objectif de notre étude est de caractériser la qualité de l'eau susceptible d'arriver à la nappe phréatique, ce qui peut aussi inclure les eaux des micropores.

Il est prudent d'utiliser en parallèle différents types d'échantillonneurs, conçu pour l'étude de l'écoulement non-saturée et les eaux gravitaires afin de prendre en compte les différents régimes d'écoulement. (ASTM International, 2008)

Localisation de la zone collectée

L'application d'une succion par un échantillonneur peut modifier l'écoulement non seulement au point échantillonné mais aussi dans la zone autour. Pendant des périodes humides, un échantillonneur collectera l'eau des macropores proches, alors que pendant une période sèche, l'eau sera tirée des micropores dans un plus grand volume de sol. L'eau collectée est donc un

composite des zones où l'eau est collectée. Le radius d'influence est plus grand pour un sol fin que pour un sol grossier. Une étude a démontré une zone d'influence de 10 cm pour un sol grossier et de 92 cm pour de sols fins. (Bandurraga et al., 2000)

Taille de l'échantillonneur

Dans la section précédente, nous avons considéré l'effet de la taille d'un échantillonneur sur le volume d'eau collecté. Ici nous considérons l'effet de la taille sur la représentativité de l'échantillon.

Les petits appareils, comme les bougies poreuses, n'échantillonnent qu'à un seul point.

Ainsi, si un écoulement préférentiel est présent dans la zone étudiée, il est probable que la bougie poreuse ne le détectera pas. Peters et Durner (2009) considère que ce problème s'applique aussi aux lysimètres à mèches alors que Peranginangin et al. (2009) a observé une bonne performance de lysimètres à mèches pour détecter un écoulement préférentiel.

De l'autre côté, quand un appareil d'échantillonnage intercepte une plus grande surface d'écoulement, il identifiera mieux les écoulements préférentiels, montrera une performance avec moins de vulnérabilité et collectera des échantillons de volume plus important.

La présence des écoulements préférentiels dans un sol est plus la règle que l'exception. Ainsi, la non détection d'un écoulement préférentiel mène à une mauvaise estimation de la concentration dans le flux d'eau, C_F . (Brandi-Dohrn et al., 1996)

L'étude de Peranginangin et al. (2009) compare le fonctionnement de plaques lysimétriques, des lysimètre à mèches et des bougies poreuses pour détecter le transfert de pesticides dans deux champs enherbées reconnus d'avoir de l'écoulement préférentiel. A fort teneur en eau, les plaques lysimétriques et à mèches montrait de bonnes efficacités de collection ; alors qu'à faible teneur en eau, les lysimètres à mèches avaient une meilleure performance. Les bougies poreuses avaient une mauvaise performance sous toutes les conditions, montrant une variabilité important de collection et de concentrations mesurés.

Cependant, l'installation d'un grand lysimètre de type plaque lysimétrisue ou plaque poreuse est compliquée, nécessitant l'excavation d'une fenêtre ayant les dimensions du lysimètre depuis une fosse adjacente à la zone de mesure et l'insertion horizontal du lysimètre dedans. (Peters et Durner, 2009) Cette opération peut mener à une perturbation des sols au-dessus de l'appareil, ce qui diminue aussi la fiabilité des mesures.

Préservation du régime d'écoulement originel

Si on souhaite caractériser le transfert de polluants dans le sol d'un système donnée, l'importance que le comportement hydrologique du système étudié ressemble à celui du système à caractériser est évidente. Il est donc essentiel de déranger aussi peu que possible l'écoulement du système originel.

Pour cela, il faut d'abord éviter de modifier la structure du sol lors de l'installation des échantillonneurs. Pour les bougies poreuses, cela est relativement simple à atteindre – on crée un trou des mêmes dimensions que la bougie avec une gouge ou une petite tarière et on l'insert. Les échantillonneurs plans (plaques poreuses, lysimètre à mèche) doivent idéalement être

insérés latéralement depuis une tranchée. Cette installation plus difficile pose plus de risques de modification de structure que celui associé aux bougies poreuses.

Un deuxième facteur risquant de modifier l'écoulement est la tension, ou absence de tension, appliquée à l'échantillonneur. Dans le sol, l'eau se déplace dans le sens qui minimise son énergie potentielle. Elle se déplace donc de zones de faible tension aux zones de plus forte tension. Si la tension de l'échantillonneur est différente que celui du sol qu'il remplace, l'écoulement sera modifié.

En termes de tension ou succion appliquée par un lysimètre, on peut identifier des appareils de zéro tension, de tension constante ou de tension variable. Un appareil de zéro tension n'exerce pas de succion sur le sol pour extraire un échantillon. Ainsi, l'eau n'est extrait que quand la tension au-dessus le lysimètre atteint zéro, ce qui correspond à la saturation. Ainsi, ce type d'appareil peut fonctionner bien dans un sol souvent proche à la saturation ou ayant des écoulements préférentiels importants. Dans le cas d'écoulement préférentiels, l'écoulement matriciel ne sera pas ou peu échantillonné. (Peters et Durner, 2009)

De plus, la création d'une zone saturée peut mener à une divergence d'eau autour du lysimètre, ce qui diminue encore plus son rendement d'échantillonnage. Ce phénomène peut aussi avoir un effet sur les concentrations de solutés mesurés. Si un lysimètre exerce une tension, idéalement cette succion serait égale à la tension matricielle du sol ambiant. Dans le cas où elle est inférieure (moins négative) à la tension ambiante, le comportement du système sera similaire au cas d'un lysimètre sans tension, avec l'exception que le seuil à partir duquel la collection se fera est égale à la succion exercée et non pas une tension de zéro. Si la succion est supérieure (plus négative) à celle du sol ambiant, le résultat sera un sur-échantillonnage qui changera l'écoulement de l'eau dans le sol ambiant, par exemple par la création d'un écoulement préférentiel vers l'échantillonneur, ainsi que les concentrations des solutés mesurés (Weihermüller et al., 2007).

Afin d'éviter ces problèmes, si on utilise un système à succion fixe (bougie poreuse, plaque poreuse, lysimètre à mèches), il faut choisir une succion bien adaptée aux valeurs typiques de la tension matricielle du sol où l'appareil est installé. Knutson et Selker (1994) ont présenté une méthode pour bien choisir des mèches en rapport avec les caractéristiques d'un sol et Mertens et al. (2007) utilisent la modélisation en HYDRUS-2D pour concevoir un échantillonneur à mèches passif.

Cependant, la tension d'un sol naturel n'est pas constante dans le temps ; ainsi, la performance d'un appareil de ce type est variable en fonction de l'accord entre la succion exercée et la tension du sol.

A noter que puisque le lysimètre à mèches est un système passif, la tension qu'il exerce ne peut être variée sans un changement manuel de ses mèches. Mertens et al. (2007) proposent le changement de mèches en fonction de la saison pour améliorer la performance d'un lysimètre à mèches.

Une solution proposée pour ce problème est celui des lysimètres à succion automatisés, des systèmes de plaques ou de bougies poreuses permettent l'application d'une succion en fonction de la pression matricielle mesurée en continu dans le sol avoisinant. Ainsi, l'écoulement dans

le système mimique l'état naturel et un échantillon de volume et de concentration plus réaliste est collecté. (Weihermüller et al., 2007)

Farsad et al. (2012) décrit l'historique du développement de ce type de système. Les premiers systèmes permettaient l'application d'une succion égale à celle mesurée dans le sol ambiant. Après, certains systèmes ont commencé à prendre en compte l'équilibre du sol au-dessus le lysimètre avec le sol avoisinant par l'installation d'un capteur de tension au-dessus du lysimètre. Les premiers systèmes ont utilisé ce capteur uniquement pour évaluer l'efficacité du système et non pas pour son contrôle. Ensuite, un système a été développé où la durée d'application de la succion et non pas l'ampleur de succion est varié, qui reste fixé à -450 cm (environ 44 kPa). Farsad défend l'utilisation de l'équilibre des deux tensions comme critère de contrôle de cette dernière approche, proposant une amélioration en termes de consommation d'énergie. Dans son système, le vide appliqué au lysimètre se situe ± 10 cm de la tension avoisinant et est ajusté uniquement quand la tension du sol au-dessus du lysimètre et la vide du lysimètre sont décalés par rapport à la tension du sol avoisinant par plus que ± 10 cm.

L'homogénéité du milieu entre les deux points de mesure est une hypothèse essentielle à l'application de ce type de système. S'il n'est pas normal que la tension soit égale entre les deux points, il n'y a pas de sens à contrôler la tension avec cela comme objectif.

Changements de qualité possibles lors de l'échantillonnage

Il est également nécessaire de veiller à minimiser la modification de la qualité de l'eau par l'équipement d'échantillonnage. Dans cette discussion, on focalise sur les phénomènes suivants : l'effet du relargage ou sorption de contaminants par les matériaux employés et la filtration des particules dû à la taille des pores.

La norme d'ASTM (2008) fait aussi référence à des observations de dégazage sous les conditions de vide d'un échantillonneur à succion. Cela peut avoir pour effet un changement de pH de l'ordre de 0.28-0.44 unités de pH ainsi qu'à la perte de composés organiques volatiles.

➤ *Accord matériaux/contaminants*

Plusieurs interactions entre les matériaux d'un échantillonneur et le contaminant : sorption, désorption, échange de cations, et précipitation. Ces interactions peuvent exister pour tous les matériaux ayant contact avec la solution échantillonnée mais les matériaux poreux dans un échantillonneur à succion, ayant une surface spécifique importante, sont spécialement critiques. (ASTM International, 2008)

Kalbe et al. (2007) ont investigué en laboratoire l'efficacité de récupération d'hydrocarbures totaux et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) pour des bougies poreuses en différents matériaux : Al_2O_3 et SiC céramiques, PTFE/quartz, verre boron-silicate, et inox.

Des pertes importantes ont été observées pour les hydrocarbures et les HAPs. Les plus grands HAPs ont été plus retenus que les HAPs de taille plus petite. Les pertes ont été moins importantes pour des solutions réelles d'eau souterraines et d'eau percolée que pour une solution synthétique. Les bougies en inox ont une surface spécifique moins importante que ceux en céramique et ont ainsi moins tendance à sorber les contaminants. Les bougies en

PTFE/quartz sont relativement hydrophobes, ce qui engendre un écoulement lent. Cette lenteur de collecte peut être problématique pour les composés organiques susceptibles à être dégradés avant que la collecte soit finie. L'étude conclut qu'aucun type de bougie poreuse n'est optimal pour la collecte de ces composés organiques. Les résultats de cette étude sont présentés dans le tableau ci-après.

Type of suction cup	Specific surface area	Total pore volume	Prevalent pore radius (1)	Prevalent pore radius (2)	Bulk density	Density	Porosity	Averaged flow rate at 0.4 bar	Dead volume	Bubble point	Adsorption PAH	Adsorption TPH
	[m ² /g]	[mm ³ /g]	[μm]	[μm]	[g/cm ³]	[g/cm ³]	[%]	[ml/min]	[ml]	[bar]	[%]	[%]
Al ₂ O ₃ ceramics	4.2	196	0.2	-	1.97	3.42	42.3	1.1 (0.8-1.3)	3.4	>2	12.3	27.6
Stainless steel	0.22	45.7	2.5	203	6.28	8.17	23.2	1.4 (0.7-2.7)	1.6	1.7	2.8	1.7
Borosilicate glass	0.33	326	1.1	12.9	1.27	2.28	44.3	38.5 (10.4-64.1)	4.1	1.1	12.3	3.7
Silicon carbide	0.32	111	1.1	-	2.36	3.10	23.9	12.6 (6.6-17.1)	2.3	1.6	6.7	4.3
PTFE/quartz	0.74	152	1.1	-	1.87	2.34	20.3	0.03 (0.017-0.043)	5.7	0.6	-	-

Tableau 77 : Résultats de l'étude de Kalbe et al. (2007) sur la caractérisation de matériaux de bougies poreuses pour la collecte de contaminants organiques

Rais et al. (2006) ont mené une étude similaire pour la sorption de métaux traces (Cu, Zn, Cd, Pb), prenant en compte de plus l'effet de la matrice d'eau. Ils ont testé des bougies poreuses en céramique (fabricant Soilmoisture Equipment), en verre de borosilicate (fabricant EcoTech), PTFE+silicate (fabricant Prenart) et nylon/polyéthylène (fabricant EcoTech) à des pHs de 4.5 et 7.5, en présence ou non de carbone organique dissout (COD) (concentrations de 0 et de 9 mg/L) et avec différentes concentrations de métaux. Les rendements de récupération des différents métaux, après passage d'environ 150 mL pour les bougies céramiques et 250 mL pour les autres suivant un lavage par acide, pour les différentes conditions sont présentés dans le tableau ci-dessous. On voit, en général, que la récupération de plomb sous conditions alcalines est très faible pour tous les matériaux et que le nylon propose la meilleure performance pour les métaux traces en présence de COD. Il est étonnant que l'échantillonneur en PTFE démontre une si forte rétention de métaux traces. Cela serait dû à la présence de silice qui absorbe le plomb et le cuivre.

Pour information, le sol à Compans est alcalin (pH 8.4-8.6), et les concentrations en COD dans les eaux de drainage analysées par le CG 77 sont non-nuls (5.6-15 mg/L). Les résultats correspondant à ces conditions sont entourés en vert.

Il est à noter que la plupart des fabricants, et la norme ASTM (2008), recommande l'équilibration des matériaux avec une solution de composition similaire à celle du sol ou le rejet des premières eaux collectées, ce qui pourrait diminuer l'effet de sorption observé.

On retient donc que pour les composés organiques, les céramiques en SiC permettent de combiner une sorption petite avec une taille de pore régulière et un débit élevé et que pour les métaux, un échantillonneur en nylon est le plus astucieux. Il n'existe pas de bonne solution pour les deux matériaux. Le PTFE, bien qu'en théorie une bonne solution pour les organiques

et les métaux, présentent à la fois une très mauvaise conductivité hydraulique dû à l'hydrophobicité de cette matière, et une capacité d'adsorption de cuivre et de plombe trop élevée.

	Recovery							
	Nylon		PIFE		Glass		Ceramic	
	pH							
	4.5	7.5	4.5	7.5	4.5	7.5	4.5	7.5
	%							
Cu	84/95	41/80	11/25	0/9	ND†	0/40	66/23	0/3
Zn	81/92	88/98	84/90	4/206	ND	0/0	84/86	0/1
Cd	91/99	84/88	93/89	22/77	ND	1/1	91/93	2/59
Pb	91/87	16/16	3/7	5/2	ND	4/3	1/2	4/2
Na	93/92	96/91	93/93	98/91	ND	205/174	95/92	90/92
Mg	90/93	95/93	91/94	96/94	ND	88/72	93/92	90/94
K	39/100	93/95	40/99	92/98	ND	0/0	40/97	90/97
Ca	92/96	78/57	94/96	78/59	ND	74/52	96/95	77/58
Cl	100/102	103/101	98/102	102/98	ND	99/100	100/104	101/99
NO ₃	93/84	101/96	96/95	103/97	ND	99/97	96/94	100/95
SO ₄	98/101	102/99	95/102	103/98	ND	100/100	95/105	101/97
DOC	NA‡/56	NA/66	NA/70	NA/62	ND	NA/86	NA/71	NA/74

Tableau 78 : Résultats de l'étude de Rais et al. (2006) sur la caractérisation de matériaux de bougies poreuses (Première valeur pour COD=0, deuxième pour COD=9mg/L)

➤ Effet de filtration

Du fait de l'effet de filtration, on ne peut pas attendre à récupérer les polluants particuliers dans un échantillonneur de type bougie ou plaque poreuse. Pour évaluer cet effet, on peut comparer les tailles des pores affichés par les fabricants de bougies ou plaques poreuses avec la granulométrie de MES typiquement retrouvé dans les eaux que l'on souhaite échantillonner. Cependant, Kalbe et al. (2007) a trouvé par des investigations de matériaux des bougies poreux en laboratoire qu'il peut exister une grande variabilité de la taille des pores, de la forme des pores et d'autres caractéristiques de la surface. En effet, les tailles des pores affichés par les fabricants sont des estimations faites à partir du point d'entrée d'eau et ne sont pas des mesures précises ; il faut donc les utiliser avec caution.

Zanders (2005) a caractérisé la granulométrie des particules retrouvés dans les eaux de ruissellement de voirie. Seulement 6% des particules avait des diamètres inférieurs à 32 µm, ce qui veut dire que s'ils étaient présents dans le sol, la grande majorité de particules ne pourrait pas entrer dans les bougies.

On attend, de toute façon, que ces particules seront retenues dans le sol avant d'arriver aux échantillonneurs. Cependant, ce type d'échantillonnage ne permettra pas de confirmer cette hypothèse sur la rétention de particules.

Les molécules organiques dissoutes devront être suffisamment petits que le mécanisme principale de leur rétention sera la sorption et non pas la filtration.

Exemples d'application dans la littérature

La grande majorité d'études sur les systèmes de biorétention se fait sur des ouvrages comportant un sous-drain. Ainsi, l'échantillonnage des eaux interstitielles est souvent évité. Deux exemples d'études sur des systèmes de biorétention avec échantillonnage dans la zone non-saturée (Komlos and Traver, 2012 ; Nieber et al., 2014).

Afin d'avoir plus d'exemples de l'échantillonnage des eaux interstitielles, surtout en conditions non-saturées, des études sur d'autres types d'ouvrage d'infiltration ont été prises en compte (Napier et al., 2008; Barraud et al., 1999 ; Bucheli et al., 1998; Ammann et al., 2003), ainsi que quelques études provenant des domaines des sites et sols pollués (Moreno-Jiménez et al., 2011 ; Beesley et al., 2010) et de l'agriculture (Peranginangin et al., 2009). Ces études, ainsi que les méthodes d'échantillonnage employées sont présentés, ci-dessous.

Expérience	Type d'ouvrage et d'expérimentation*	Méthode d'échantillonnage
Komlos and Traver, 2012	Jardin de pluie infiltrant	R Echantillonnage de l'eau stagnante (ponded water) (2 échantillons ponctuels par événement) et à la surface et à deux profondeurs avec un lysimètre La marque de lysimètre employée est « Soilmoisture Equipment Corp.» mais le type de lysimètre n'est pas spécifié. On pourrait imaginer qu'il est un lysimètre simple.
Nieber et al., 2014	Jardin de pluie infiltrant (Hamline-Midway)	R Eaux interstitielles collectées avec 7 bougies poreuses avec membranes en polyéthylène-nylon à des profondeurs de 48 in (~122 cm) et 91 in (~230cm) Eaux retenues en surface et dans la zone morte collectées avec des bouteilles d'échantillonnage, posés dans le sol avec l'ouverture (couverte par une tissu filtrante) au ras du sol.
	Très grand système d'infiltration souterrain (Beacon Bluff)	R Tonneaux d'échantillonnage – bassins remplis de gravier à placés à différents niveaux sous l'ouvrage avec un tuyau couvert par une tissu filtrante permettant le pompage de l'eau collectée
	Bassin d'infiltration (Sheep Pasture)	R Eaux interstitielles collectées avec 7 bougies poreuses avec membranes en polyéthylène-nylon à des profondeurs entre 3.5-3.7 ft (~1.1m) ou entre 8.4-9.0ft (~2.5-2.7m) Eaux retenues en surface et dans la zone morte collectées avec des bouteilles d'échantillonnage, posés dans le sol avec l'ouverture (couverte par une tissu filtrante) au ras du sol.
Napier et al., 2008	Basins de rétention	R Echantillonnage de l'eau du sol avec 29 bougies poreuses réparties sur la surface d'un bassin à une profondeur de 0.9m et les échantillons mélangés pour créer un échantillon composite
Barraud et al., 1999	Puits d'infiltration	R Influent prélevé à l'intérieur du puits par préleveur automatique. Suivi de données piézométriques (influence hydraulique) et qualité d'eau prélevée manuellement au niveau des piézomètres (prélèvement dans la nappe phréatique).
Bucheli et al., 1998 Ammann et al., 2003	Fosse d'infiltration	R Echantillonnage des eaux interstitielles avec plusieurs lysimètres (lysimètres simples en forme de semi-cylindre ou en rectangle, plaques lysimétriques) et avec des bougies poreuses , installés depuis et connectés à un regard pour un échantillonnage à trois profondeurs différentes (10 cm, 100 cm, 160 cm).
Moreno-Jiménez et al., 2011	Sols de sites variés (pollués et non)	R Prélèvement des eaux interstitielles sur une période de 2 semaines avec des échantillonneurs d'eau interstitielle type rhizon qui consiste d'un petit tube

			en polymère poreux lié à un tube évacué qui collecte un petit échantillon d'eau (quelques millilitres).
Beesley et al., 2010	Sols pollués	R	Prélèvement des eaux interstitielles sur une période de 2-4 semaines avec des échantillonneurs d'eau interstitielle type rhizon qui consiste d'un tube de 10 cm en polymère poreux lié à un tube évacué qui collecte un petit échantillon d'eau (2-10 mL).
Peranginangin et al., 2009	Champ enherbé	S	Application de pluie synthétique après une application de pesticide. Prélèvement des eaux interstitielles dans la zone non-saturée avec des lysimètres type Ebermayer , des lysimètres à mèches et des bougies poreuses dans l'objectif de comparer la performance des différents méthodes.
Farsad et al., 2012	Champs d'agriculture	R	Prélèvement des eaux interstitielles avec un système de plaque poreuse céramique où la tension appliquée est contrôlée en fonction de la comparaison entre la tension mesurée au-dessus de la plaque avec celle à côté

Tableau 79 : Récapitulatif de méthodes d'échantillonnage des eaux interstitielles, *Une expérimentation de type S est menée en utilisant une eau de ruissellement synthétique, appliquée de manière contrôlée, alors qu'un type R correspond à un événement réel.

On voit que la plupart des expérimentations mettent en œuvre les lysimètres de type bougie poreuse pour le prélèvement des eaux interstitielles dans la zone non-saturée. (Nieber et al., 2014 ; Napier et al., 2008 ; Bucheli et al., 1998 ; Ammann et al., 2003) et/ou des méthodes de récupération des eaux interstitielles par gravité (Nieber et al., 2014 ; Bucheli et al., 1998 ; Ammann et al., 2003).

A noter que l'échantillonneur type rhizon utilisé dans les études de Moreno-Jiménez et al. (2011) et Beesley et al. (2010) ressemble une bougie poreuse en forme de petite tube au lieu de coupe. Cependant, ce méthode étant très petit a l'avantage d'être plus facilement installé et d'avoir moins d'impact sur le milieu du sol mais récupère de volumes très faibles (2-10 mL sur une période de 2-4 semaines) ; ainsi il ne peut pas être utilisé quand un échantillon de grand volume est nécessaire.

Systemes potentiellement applicables à l'ouvrage de Compans

A Compans, il est prévu d'installer des échantillonneurs de l'eau interstitielle à quatre emplacements :

1. A une profondeur d'environ 20 cm sous l'accotement végétalisé du bief 2 ;
2. A une profondeur d'environ 40 cm sous le fond du fossé du bief 2 ;
3. A une profondeur d'environ 10 cm sous le fond du fossé du bief 3 ;
4. A une profondeur d'environ 40 cm sous le fond du fossé du bief 3.

Les polluants à analyser sont des métaux et des composés organiques. Il faudrait choisir un échantillonneur qui serait adapté à ces deux groupes de contaminants.

Idéalement, il faudrait être en mesure de collecter environ 7 L d'eau par point de prélèvement et par événement pluvial. Si cela est impossible, une solution serait d'échantillonner seulement une partie des composés pour chaque événement pluvial. Une autre option serait de conserver les échantillons et de faire des échantillons regroupés de plusieurs événements pluvieux.

➤ *Lysimètres à mèches*

Les systèmes de lysimètre à mèche sont intéressants dans le fait qu'ils sont capables de d'exercer une pression en continu sans besoin d'une alimentation en énergie extérieur. De plus, ils couvrent une surface, ce qui permet d'avoir un échantillon prenant en compte les écoulements préférentiels éventuels.

Une interview menée avec des chercheurs d'INRA Grignon ayant une expérience avec les lysimètres à mèches a permis d'en profiter d'un retour sur l'expérience.

Le système installé à Grignon a été construit en inox avec des mèches en fibre de verre et utilisés pour l'étude polluants organiques (pesticides) et de métaux. Le premier système installé a été en opération pendant 6 ans ; un deuxième est en place depuis 2011. L'installation des plaques a été fait latéralement, une opération qui a pris 6 mois ; aucun échantillon n'a pu être pris jusqu'à un an après la fin des travaux. Pour des plaques de taille 0.25mx0.5m, au plus 6L d'eau a été récupéré sur une période d'environ une semaine. Le cout des matériaux pour fabriquer 20 lysimètres à mèche se relève à environ 21 230 €. (Cambier and Mercier, 2015)

Un problème avec ce type de système pour nos objectifs est que l'échantillonnage, étant passif, se fait en continu. Il n'est donc pas possible d'échantillonner l'échelle de l'événement pluvial. De plus, la tension appliquée ne peut pas être réglée. Il aura donc tendance de sous ou sur échantillonner C_F en fonction des conditions de l'humidité du sol.

Ce système n'est pas commercialisé et doit donc être fabriqué en interne. La fabrication et l'installation de ce type de dispositif nécessite un temps de travail important et de travaux lourds. Il semble difficilement faisable de pouvoir mettre en place et exploiter ce type de système dans l'échelle de temps prévu pour le projet avec les compétences et moyens techniques à disposition.

➤ *Systèmes UMS*

L'entreprise UMS produit des bougies et des plaques poreuses en plusieurs matériaux : Al_2O_3 céramique, polyéthylène/nylon (SPE), carbure de silicium (SiC) et verre borosilicate. Comme discuté dans la section précédente, le nylon est optimal pour l'échantillonnage des métaux, alors que le SiC semble être un choix raisonnable pour les matériaux organiques.

Plusieurs types de pompage sont possible : on peut imaginer d'appliquer une tension constante ou une tension variable en fonction de celui mesuré in-situ.

UMS produit des systèmes de bougies et de plaques poreuses. Trois types d'équipements pourraient être pertinants pour notre site : la SiC 20 bougie poreuse, la SiC 40 bougie poreuse, la SPE bougie poreuse et les SiC plaques poreuses. Ils fournissent aussi des pompes de contrôle et des systèmes d'alimentation avec batterie et panneau solaire. Une seule pompe de contrôle peut contrôler des plaques à tension constante et des bougies à tension variable.

Lionel Alletto (2015), enseignant-chercheur à l'Ecole d'Ingénieurs de Purpan, utilise un système de plaques poreuses UMS en SiC pour étudier les pesticides et la nitrate dans l'eau du sol sous un champs d'agriculture irrigué. Bien que UMS propose des systèmes de contrôle et commande par la tension, cette option n'a pas été retenu et ce système applique en continue

une pression de -10 kPa. L'eau est donc collectée des macropores et estime le flux gravitaire. Le système est installé latéralement dans un sol limoneux à limono-argileux (teneur en argile 30-50%). Les plaques sont rondes avec un diamètre de 32cm ; les volumes recueillis fluctuent entre 100 mL et 2L. Le système est en opération depuis 2011 et fonctionne sans trop de problèmes.

Pour notre site, la recommandation d'UMS est une combinaison des échantillonneurs caractérisant les eaux gravitaires (SIC plaques ou SIC 40) avec ceux pouvant mieux échantillonner les eaux des micropores (SIC 20). Ils proposent le matériel SIC plutôt que le nylon/PE. Pour chercher à avoir les volumes nécessaires, un système de 10 SIC 20 et 5 SIC plaques ou SIC 40 bougies était proposé.

Ce matériel est conçu pour être moins réactif que la céramique traditionnelle ; effectivement, les études de matériel de Kalbe et al. (2007) montre effectivement une surface spécifique moins importante.

Selon le site web d'UMS, l'applicabilité de ce matériel à l'étude de métaux lourds reste à confirmer. On n'a pas trouvé d'étude sur ce sujet. C'est un point important. En absence d'autres informations, nous pourrions procéder à des tests en interne.

Alternativement, nous pourrions imaginer l'utilisation de bougies SPE 20 dédiés à l'étude de métaux. La faisabilité technique de cette option reste à confirmer, notamment en termes de la possibilité d'attacher une bouteille en plus au pompe. De plus, il n'existe pas de plaque UMS en nylon/polyéthylène – on risquerait donc de ne pas collecter l'écoulement dans les macropores pour l'analyse des métaux.

Les solutions d'UMS sont clé en main, ce qui est intéressant pour notre cas. Les plaques poreuses sont de grande taille, ce qui est promettant pour la représentativité de l'échantillon ainsi pour le volume de collecte possible. Cependant, les gammes de pression applicables sont très limités ; ils ne sont donc pas adaptés à la collecte de l'eau des micropores et risquent de ne pas collecter l'eau quand le sol est sec, même s'il pleut.

La discussion du site regarde si les différents emplacements peuvent être échantillonnés avec l'application de différents niveaux de pression.

➤ *Systèmes Prenart*

L'entreprise Prenart propose des bougies et des plaques poreuses en un mélange de PTFE (Teflon) et quartz. La présence de quartz rend le point d'entrée d'air du système plus élevé qu'il ne serait pour un système uniquement en PTFE, un matériel hydrophobe.

Les plaques poreuses sont petites, de diamètre 70 mm. Cela pourrait être un désavantage pour le volume d'eau pouvant être récupéré et la représentativité des échantillons par rapport aux grandes plaques d'UMS. Néanmoins, on peut y appliquer une tension plus forte ; il peut donc fonctionner mieux en conditions non saturée.

La conductivité hydraulique des plaques est très faible, de 3.3×10^{-9} m/s. Pour comparaison, la conductivité hydraulique au site en question est de l'ordre de 10^{-6} m/s. Quand le sol est peu humide, cela n'est pas gênant car l'eau est transportée uniquement dans les micropores et la conductivité hydraulique est plus faible. Cependant, proche à la saturation, ce type d'échantillonneur n'arrivera pas à extraire de l'eau à la même vitesse qu'elle passerait dans le

sol. Pour conditions à saturation, Prenart recommande plutôt l'utilisation d'un système à zéro tension.

Finalement, ce système un peu hybride est plus comparable aux systèmes de bougies poreuses conçues pour la récupération des eaux des micropores qu'aux systèmes de plaques poreuses conçus plus pour la récupération de l'eau des macropores.

Behzad Nasri (2013) a utilisé ce type de système pour collecter les eaux de percolation dans un système d'assainissement non-collectif. Avec un système de 25 plaques, il a pu récupérer environ 1 L d'eau par jour, la quantité visée en fonction des apports d'eau au système. La tension appliquée aux plaques a été réglé en fonction de celle mesurée dans le sol autour.

Au premier regard, ce matériel semble idéal pour l'échantillonnage de métaux traces et de micropolluants organiques. Cependant, l'étude de Kalbe et al. (2007) a démontré un temps de passage par le système très lent, à tel point qu'il pourrait rendre l'analyse de composés organiques dégradable impossible.

De plus, Rais et al. (2006) a trouvé une sorption de métaux traces très important, de l'ordre de 91% pour la cuivre et 98% pour la plombe à pH 7.5 et en présence de matière organique dissoute. Cela serait dû à la sorption sur le quartz. Ces résultats ont été trouvés suivant un lavage à l'acide et le passage et purge de 250 mL dans le système.

Ainsi, le matériel semble finalement peu adapté aux analyses à effectuer.

➤ *Systèmes Soilmoisture*

Soilmoisture produit des plaques poreuses avec un point d'entrée air élevé à 100 kPa. Bien que cette propriété soit très intéressante, les plaques ne sont disponibles qu'en céramique, ce qui ne convient pas aux polluants à étudier. Ces solutions restent donc à écarter pour notre étude.

➤ *Systèmes Ecotech*

Ecotech fabrique des bougies et des plaques poreuses en nylon et en verre de borosilicate. Les plaques poreuses ont des points d'entrée d'air élevés, au-dessus de 100 kPa.

Les plaques en nylon sont particulièrement intéressantes : ils existent en forme horizontal ou vertical et étant de taille important (210mmx210mm espace de succion), ils peuvent conduire de grands volumes d'eau : jusqu'à 1000 mL/min en conditions saturées avec l'application d'une succion de 60 kPa (cette valeur montrent que la plaque ne devrait pas limiter la collecte d'eau - cependant, l'application d'une tension si forte lors de saturation perturberait fortement l'écoulement, donc on ne prévoit pas opérer le système sous ces conditions). La forme verticale pourrait être intéressante pour l'échantillonnage sur l'accotement à Compans. Ce type de matériel serait applicable pour l'échantillonnage des métaux traces.

Les plaques en verre sont ronds et plus petits (diamètres de 80mm ou 100mm). Ce type de matériel serait applicable pour les micropolluants organiques. Selon l'étude de Kalbe et al. (2007), l'adsorption des HAPs est plus importante que celle du SiC ; pour les hydrocarbures totaux, l'adsorption est légèrement inférieure. Deux caractéristiques inquiétantes de ce type de plaque sont la variabilité des tailles de pores, ce qui peut augmenter la possibilité de colmatage, et la fragilité.

Martin Helmhart, représentant d'Ecotech, ne recommande pas l'utilisation des plaques à tension variable, arguant que si on change de succion, on change les pores échantillonnés, ce qui donnerait des informations variables de la qualité d'eau.

Basé sur l'étude de la littérature, on n'est pas d'accord avec cet avis, surtout si la succion appliquée est importante, en tout cas pour notre système où les conditions varient largement entre conditions proches à la saturation et très peu humide. A une succion donnée, on échantillon pas une taille de pore unique mais tous les tailles de pores où l'eau est tenue pas une tension inférieur à celui appliqué. Si on applique une succion faible, on n'aura que l'eau des macropores, mais avec une succion forte, on aurait l'eau des micropores et des macropores. L'application d'une succion constante ne permet donc pas à échantillonner un type de pore précise mais place la limite des tailles de pores échantillonnés. De plus, ce mode d'opération dérangerait l'écoulement.

Avec une tension variable, nous pouvons mieux caractériser les types de pores échantillonnés si les tensions appliquées par la pompe sont enregistrées. Quand la pompe applique une faible tension, on sait que le système échantillon les macropores. Quand la tension du sol ET la succion appliquée sont plus importants, on sait que les macropores se sont vidés et donc qu'on échantillonne les micropores. L'échantillon sera un mélange de pores mais on pourra caractériser ce mélange.

Il pourrait être intéressant de brancher une plaque nylon d'Ecotech sur un système UMS pour l'échantillonnage de métaux s'il est techniquement possible d'appliquer une tension variable, malgré leur argumentation contre.

Systemes Eijkelkamp

Eijkelkamp est en train de développer un système de plaque poreuse en inox et polyéthylène d'haute densité où la pompe est contrôlée par la tension du sol. Cette plaque, de très grande taille (D=500 mm) aurait une capacité de collecte d'eau d'environ 0.5 L/min in situ en conditions humides. Le système étant toujours en développement, toutes les caractéristiques ne sont pas disponibles et le prix est élevé, d'environ 5000 € par point de mesure.

Avis préliminaire

Le meilleur système serait un qui permet la collecte des eaux à des tensions variables (collecte des eaux de micropores et de macropores/écoulements préférentiels) avec une matière acceptable pour les métaux et pour les micropolluants organiques. Il sera aussi nécessaire d'avoir de multiples équipements pour pouvoir envisager la collecte des volumes nécessaires.

Aucun type de plaque ou de bougie poreuse ne répond à tous ces besoins. On propose ainsi un système combiné, basé sur un système UMS, intégrant des plaques en SiC pour la récupération des eaux gravitaires pour l'analyse des composés organiques, des bougies poreuses de type SIC20 pour la récupération des eaux de micropores pour l'analyse des composés organiques et des plaques en nylon d'Ecotech pour l'analyse des métaux et des paramètres globaux. Le nylon aura

Il faudrait idéalement être en mesure de collecter environ 4 L du système en SIC et 2L du système en nylon.

Annexe 11 Protocole de mise en place de l'échantillonnage d'eau

Mise en route du prélèvement

A faire quand un événement pluvial est prévu un jour quand le prélèvement peut être accepté (dimanche-mercredi dans les périodes où nous avons accès aux cuves du CD 77)

Regard Eau Brute

1. Nettoyage et maintenance
 - a. Vider autant que possible le siphon avec le robinet
 - b. Ouvrir le couvercle sous le siphon à l'aide du bar en fer toujours stocké dans le regard (qui marche le mieux en position horizontale)
 - c. Nettoyer la grille de l'avaloir en haut
 - d. Passer de l'eau dans le regard pour nettoyer le siphon
 - e. Refermer le couvercle du siphon et faire passer de l'eau pour remplir
 - f. Retirer la sonde multi paramètre.
 - g. Dévisser la protecteur pour ouvrir, puis nettoyer chaque sonde avec de l'eau et avec de l'eau et du sopalin.
 - h. Remplacer la sonde multi-paramètre.
2. Mise en place des flacons
 - a. Mettre en place les flacons dans chaque embase (1 plastique 20L, 1 verre 20L).
 - b. Placer le tuyau du préleveur dans chaque flacon – il faudrait que le fond du tuyau soit au niveau de 20L dans le flacon.
 - c. Couvrir les ouvertures des flacons avec du papier alu pour le verre et du parafilm pour le plastique
 - d. Laisser les couvercles dans le regard
 - e. Noter l'heure de la mise en place du flacon
3. Electronique
 - a. Redémarrer le programme de la centrale – reset pour les frigos et embases (arrêter mode prélèvement), remet les données au début de pluie
 - b. Débrancher et rebrancher l'alimentation de la centrale (truc vert en haut au milieu de la centrale)
 - c. Allumer les têtes de prélèvement et lancer le programme
 - d. Vérifier le niveau de batterie sur la tête de prélèvement (s'il est trop faible, il pourrait être nécessaire de ne pas faire le prélèvement ou débrancher un ou les deux embases)
 - i. Si tension > 12.6 V – le prélèvement avec réfrigération est possible
 - ii. Si 12.6V < tension < 12.45 V – le prélèvement est possible avec une embase réfrigéré branché (débrancher l'embase avec le flacon en plastique)
 - iii. Si 12.3 V < tension < 12.45 V – le prélèvement est possible mais sans réfrigération (débrancher les deux embases)
 - e. Mettre l'interrupteur rouge sur « on » pour activer les têtes de prélèvement et les embases.
 - f. Brancher les embases si on souhaite réfrigérer l'échantillon (ça dépende si le panneau solaire fonctionne correctement ou pas).
 - g. Vérifier que le programme du préleveur a bien été lancé.

- h. Faire un test de prélèvement on faisant de faux basculements d'auget.

Cuve Accotement

1. Mise en place des flacons
 - a. Placer un flacon 10L en verre et un flacon 10L en plastique dans les deux sacs cabas (4 flacons au total) – les sacs doivent être coupé pour permettre l'eau de se vider avant de les lever
 - b. Descendre les flacons dans le regard et insérer les tubes correspondants (tubes au milieu pour plastique, tubes à l'extérieur pour verre)
 - c. Couvrir les ouvertures des flacons avec du papier alu pour le verre et du parafilm pour le plastique
 - d. Mettre les couvercles des flacons dans un sac en plastique
 - e. Noter l'heure de la mise en place du flacon

Cuve Noue filtrante

1. Mise en place des flacons
 - a. Le CG 77 échantillonne directement dans la cuve et il y a un grand volume mort permanent donc il est nécessaire de se changer ou couvrir les bottes avec de sacs en plastique avant de descendre dans la cuve
 - b. Placer un flacon 20L en verre transparent – col petit- et un flacon 20L en plastique carré chacun dans un sac cabas
 - c. Descendre les flacons dans le regard et insérer les tubes. On arrive à mettre deux tubes dans le flacon en plastique mais pas dans le flacon en verre. Pour une petite pluie, on peut dédoubler le flacon en verre.
 - d. Mettre un lest sur le flacon ou si on n'en a pas mettre des roches dans le sac cabas pour ancrer les flacons
 - e. Couvrir les ouvertures des flacons avec du papier alu pour le verre et du parafilm pour le plastique
 - f. Mettre les couvercles des flacons dans un sac en plastique

Annexe 12 Protocole de récupération des échantillons d'eau

Regard Eau Brute

1. Récupération des flacons
 - a. Ouvrir les embases, retirer le tuyau, refermer les flacons et retirer.
 - b. Noter l'heure de la récupération des flacons, le volume récupéré pour chaque flacon et le nombre de prélèvement effectués
 - c. Garder les flacons dans le regard pour effectuer la mesure de turbidité avant de les ressortir
2. Electronique
 - a. Télécharger les données depuis la centrale
 - i. Attacher à la porte RS-232
 - ii. Utiliser le logiciel Loggernet
 - iii. Connect → Collect data, puis retrouver les fichiers dans le dossier Loggernet, renommer, et déplacer vers le dossier Roulépur – il y aura 2 tableaux
 - iv. Supprimer les données sur la centrale – Table – reset table (peut vérifier que les données ont bien été supprimées en essayant de les télécharger encore)
 - v. Ne pas déconnecter l'ordinateur – on aura besoin de faire les mesures de turbidité avant
 - vi. Synchroniser l'horloge de la centrale avec l'horloge de l'ordinateur (l'ordinateur doit-être en heure universelle)
 - vii. En arrivant au laboratoire, donner le fichier à Tala pour ranger dans bvuedata
 - b. Faire la mesure de tubidité dans le flacon plastique et dans le flacon verre
 - i. Vérifier qu'il y a bien 4cm d'eau au fond des flacons pour pouvoir faire la mesure
 - ii. En loggernet, vérifier qu'on est toujours connecté à la centrale. Sinon, reconnecter.
 - iii. Sélectionner « File Control » - il y aura la liste de tous les programmes téléchargés (ils ne sont pas forcément tous en cours de tourner)
 - iv. Cliquer sur le programme normale et choisir « Stop program » - garder l'option « Run on power up »
 - v. Activer le programme pour la lecture de turbidité « SolCompansLectureYSI » - Sélectionner le programme et cliquer sur « Run options » et choisir « Run now » - ne pas choisir « Run on power up » pour ce programme
 - vi. Ce programme fera une mesure de turbidité tous les 30s mais la mesure ne sera pas enregistré – il faut la noter à la main – pour voir la mesure, Revenir sur l'écran normal, puis dans « Table Monitoring : Real Time Monitoring » choisir « Public » - les données seront affichées chaque fois qu'il y a une mesure
 - vii. Agite bien le flacon avant chaque mesure. Faire 3 mesures sur la verre et 3 mesures sur la plastique (si on a suffisamment de volume pour dédoubler les filtrations MES)
 - viii. Revenir sur le programme normal : dans « File Control » cliquer sur « SolCompansLeceurYSI » et choisir « Stop program » (ne pas

- sélectionner « Run on power up ». Puis cliquer sur le programme normal et choisir « Run now » ET « Run on Power up »
- ix. Maintenant, on peut déconnecter de la centrale
 - c. Arrêter et redémarrer le programme sur la tête de prélèvement (cela permet à commencer le comptage de prélèvements à 0)
 - i. Appuyer sur Alt – Choisir « Fin de programme »
 - ii. Ensuite sélectionner « Démarrer programme » pour redémarrer (ça permet la tête de prélèvement de répondre quand le programme de la centrale l'activera
 - d. Redémarrer le programme de la centrale (remettre les frigos et les préleveurs en veille, à être activé quand)
 - i. Enlever et remettre l'alimentation de la centrale
 - e. Débrancher le relai et poser-le dans le boîtier

Regard Accotement

1. Récupération des flacons
 - a. Enlever les tuyaux, ne pas laisser le papier alu/parafilm dans le regard
 - b. Refermer tous les flacons avec les couvercles
 - c. Retirer les flacons en plastique à l'aide de la corde qui peut s'attacher à la poignée du flacon avec le mousqueton
 - d. Retirer les flacons en verre dans les sacs cabas en attachant le mousqueton sur les poignées des sacs
2. Récupération des données
 - a. Dans la boitier des capteurs hydrologiques de la noue filtrante

Cuve Noue filtrante

1. Récupération des flacons
 - a. Le CD 77 échantillonne directement dans la cuve et il y a un grand volume mort permanent donc il est nécessaire de se changer ou couvrir les bottes avec de sacs en plastique avant de descendre dans la cuve
 - b. Enlever les tuyaux, ne pas laisser le papier alu/parafilm dans le regard
 - c. Refermer tous les flacons avec les couvercles
 - d. Retirer les flacons en plastique à l'aide de la corde qui peut s'attacher à la poignée du flacon avec le mousqueton
 - e. Retirer les flacons en verre dans les sacs cabas en attachant le mousqueton sur les poignées des sacs
2. Récupération des données
 - a. Dans le boîtier des capteurs hydrologiques la noue filtrante

Annexe 13 Prétraitement des échantillons d'eau

Stratégie :

1. Répartition des échantillons à envoyer
2. Filtrations MES/mesures globaux/COP/fluor 3D
3. Filtrations organiques (en parallèle par une deuxième personne si possible)

Dénomination et Etiquettes

- Dénomination des échantillons
 - Eau Brute : Compans/annéemoisjour/Brute

Exemple : Compans/160903/Brute

- Cuve accotement bief 1 : Compans/annéemoisjour/AB1

A noter que l'année, le mois et le jour doivent correspondre à la date de la pluie et non pas la date de prélèvement (il y a eu une erreur sur certains étiquettes de la campagne de la pluie du 9 mars 2016. Si la pluie a eu lieu 2 jours, marquez les deux, ex. Compans/160208-09/Brute)

- Les étiquettes sont imprimées en avance - la date et les analyses à réaliser peuvent être à remplir. Les étiquettes pourraient être du format :

Roulépur

Compans / /Brute

- On pourrait aussi imaginer de pré-imprimer des tableaux pour noter les différents résultats à coller dans le cahier du laboratoire

A préparer avant l'arrivée de l'échantillon si possible :

- Envoyer un message au CEREMA (Laurent Meffray) et à L'IFSTAAR de Nantes (Dominique Demare) pour confirmer le prélèvement et informer du nombre d'échantillons récupérés
- Remplir 2 pissettes d'eau ultra-pure
- Peser des filtres pour filtration MES (12 nécessaires)
- Peser des filtres pour filtration grand volume pour analyse des organiques (12 GFD + 12 GFF seront nécessaires)
- Sortir les flacons pour envoi (6 plastique pour CEREMA, 12 verre pour CEREMA, 6 plastique pour IFSTAAR)
- Sortir le turbidimètre, sonde de conductivité et pH mètre. Calibrer le pH mètre.
 - Sortir un bêcher de 250mL et un agitateur magnétique pour faire les mesures de pH et conductivité
- Sortir les tubes pour COD (12 nécessaires), préparer les bouchons également
- Sortir les flacons ambrés de 15 mL ainsi que les bouchons nécessaires (6 nécessaires)
- Sortir un kit de filtration pour les filtrations MES, un cylindre gradué de 250 mL et un pot (de 500 mL) pour mettre de l'échantillon pour les filtrations MES

- Sortir un kit de filtration pour les filtrations organiques si une personne sera disponible pour faire ces filtrations en parallèle

Répartition et envoi des échantillons

- Mettre des étiquettes sur tous les flacons
 - 1 L en plastique pour l'IFSTAAR de Nantes
 - +1L brute et +1L noue pour granulo MES si volume suffisant
 - 1 L en plastique pour le CEREMA (flacons de 2L à remplir avec 1L)
 - 1 L en verre pour le CEREMA – HAPs
 - 1 L en verre pour le CEREMA – hydrocarbures totaux
- Bien secouer le flacon du terrain et remplir à moitié le flacon. Resecouer le flacon et finir à remplir le flacon. Utiliser un entonnoir en verre pour le remplissage de flacons en verre.
- Effectuer la demande de ramassage de flacons IFSTAAR. Placer les flacons à envoyer dans une glacière avec des plaques de glaces et le bon de livraison et la liste des échantillons.
- Mettre les flacons pour le CEREMA dans la chambre froide en attendant le ramassage. Fiche à produire ?

Mesure de pH, conductivité, turbidité

- Secouer le flacon de terrain et prendre un sous échantillon dans un bêcher de 250 mL
- Mélanger le bêcher avec un agitateur magnétique et placer les sondes de pH et de conductivité dans le bêcher. Attendre que les valeurs se stabilisent et noter dans le cahier du laboratoire.
- Verser rapidement (afin de ne pas permettre la décantation du sédiment) de l'eau dans la petite cuve du turbidimètre. Secouer et faire 3 mesures (secouant à chaque fois). Faire plus de 3 mesures si les résultats sont très variables. Noter tous les valeurs mesurées dans le cahier du laboratoire.

Filtrations MES + COD + Fluo-3D

- Mettre des étiquettes sur les tubes pour COD, les flacons pour fluo-3D et noter les noms des échantillons sur les filtres (2 tubes, un flacon et 2 filtres par échantillon)
- Secouer bien le flacon de terrain (verre si possible, mais plastique est acceptable si le volume n'est pas disponible en verre) et verser une quantité suffisant pour les deux filtrations dans un petit flacon qu'on peut fermer et secouer.
- Les volumes à filtrer dépende de la charge de MES dans l'eau. Il y aura 2 filtrations MES par échantillon.
 - Pour les eaux brutes et de gouttières, environ 100 mL par filtration
 - Pour les eaux des drains relativement peu turbides, environ 250 mL par filtration
- Monter le petit kit de filtration. Poser un filtre sur le lit du filtre à l'aide des pinces, bien centré. Appliquer le vide sur le flacon avant de poser l'entonnoir par-dessus.
- Secouer le petit flacon et mesurer le volume nécessaire. Noter le nom de l'échantillon et le volume versé sur la boîte du filtre.
- Verser environ 10 mL sur le filtre.

- Une fois que les 10 mL sont passés, casser la vide, enlever le lit du filtre, et utiliser l'eau passé pour nettoyer le flacon de collecte sous le filtre. Jeter cette eau (cette étape n'est pas nécessaire pour la première utilisation d'un kit de filtration propre ou pour la deuxième filtration pour la même filtre).
- Remplacer le lit du filtre et filtrer le reste de l'eau.
- Avec cette eau, remplir le tube COD (avec 38 mL de solution) et le flacon pour fluo-3D.
- Remplacer le lit du filtre. Rincer l'éprouvette avec de l'eau ultra pure si du sédiment est collé à l'intérieur, ainsi que l'intérieur de l'entonnoir. Quand toute l'eau est passée, démonter le kit de filtration et enlever le filtre avec les pinces et le reposer dans sa boîte.
- Noter la masse initiale du filtre ainsi que le volume filtré dans le cahier du laboratoire.
- Vider le flacon de collecte sous le filtre.
- Répéter la procédure pour la deuxième filtration de l'échantillon. Il n'est pas nécessaire de rincer le flacon de collecte pour la deuxième filtration, ni de remplir le flacon pour le fluo-3D.
- Répéter la procédure pour l'ensemble des échantillons.

Filtrations pour analyses organiques

Note : Le volume à filtrer dépende de la quantité de MES présente. Pour une eau peu polluée, on utilisera 3L d'eau par échantillon par filtration, si les volumes collectés le permettent. Pour une eau très polluée (ex. eau brute ou eau de gouttière), on peut passer plutôt 1-2 L (en fonction de sa turbidité pour l'événement pluvial en question). La maîtrise exacte des volumes filtrés n'est pas nécessaire pour ces filtrations comme elle l'était pour les filtrations MES.

Astuce : Faire passer l'eau petite à petite. Quand le filtre est colmaté, il faut soit arrêter la filtration si on a collecté suffisamment de MES, soit changer le filtre (quitte à cumuler plusieurs filtre pour un échantillon). Attention – les eaux drainées ont relativement peu de MES mais elles peuvent avoir des colloïdes qui colmatent les filtres.

- Mettre des étiquettes sur les tubes pour COD, les flacons ambrés de 250mL pour l'analyse de phtalates et l'analyse d'alkylphenols (2 flacons par échantillon) et noter les noms des échantillons sur les filtres GFD et GFF (normalement, 2 GFD et 2 GFF par échantillon, sauf si des contraintes – volume, temps – l'empêchent)
- Sortir deux grands kits de filtration, l'un pour les filtrations GFD et l'autre pour
- Monter le kit de filtration sur la pompe avec flacon de protection. Vérifier que le flacon de protection soit bien fermé.
- Secouer le flacon de terrain et prendre un sous échantillon dans un bêcher de 1 L. Noter le volume utiliser
- Sur le premier kit de filtration, poser un filtre GFD à l'aide d'une pince, appliquer le vide et poser l'entonnoir
- Si le flacon de collecte vient de servir pour un autre échantillon, verser un petit volume (~50mL) pour rincer le flacon de collecte et jeter l'eau.
- Faire filtrer l'eau petite à petite, en agitant fréquemment le bêcher pour que le MES reste suspendu.
- Reremplir le bêcher quand besoin. Noter le volume utilisé à chaque fois

- Continuer la filtration jusqu'à ce que le volume désiré a été filtré, une quantité de MES jugée suffisante a été collectée, ou le filtre soit colmaté.
- Avec la pince, reposer le filtre dans sa boîte. Noter le volume filtré sur la boîte.
- Sur le deuxième kit de filtration, poser un filtre GFF bien centré avec les pinces. Connecte le flacon de collecte à la pompe avec flacon de protection. Appliquer le vide avant de mettre l'entonnoir.
- Petit à petit, faire passer le filtrat du filtre GFD sur le filtre GFF (qui a des pores plus petits).
- Si le flacon de collecte vient de servir pour un autre échantillon, verser un petit volume (~50mL) pour rincer le flacon de collecte et jeter l'eau.
- Si le filtre colmate, changer le filtre et utiliser un deuxième.
- Quand tout l'eau est refiltré, enlever le filtre et le reposer dans sa boîte. Noter le volume utilisé.
- Mettre le filtrat dans un flacon ambré de 250 mL (pour l'analyse de phthalates ou des alkylphenols)
 - Idéalement, on fera une filtration similaire pour l'autre famille (phthalates ou alkylphenols). Cependant, si les volumes ou le temps l'empêche, on peut analyser les deux familles sur une seule filtration. Dans ce cas, il faut remplir un deuxième flacon ambré de 250 mL.
 - Si on décide de faire une deuxième filtration, il faut suivre la même procédure.
- Répéter la procédure pour tous les échantillons.
- Noter les masses initiales et les volumes filtrés pour chaque échantillon dans le cahier du laboratoire.

Annexe 14 Récapitulation des échantillons issus de la campagne de carottage de la noue filtrante

Section Aval (A)

Zone	Distance du redans aval (m)	Distance du centre (cm)	Profondeur (cm)	Sous-échantillon Fluo X (Petit flacon plastique)	Micropolluants organiques (Flacon 125 mL + flacon 250 mL verre ambré)	ETM + Eléments majeurs (ICP OES+Fluo X) (Petit flacon plastique+Sac plastique)		
a1	1.5	0	0-5	1	Or1	M1n		
	3	7.5R		2				
	3	7.5T		3				
	a1	1.5	0	5-15	4	Or2*	/	
		3	7.5R		5			
		3	7.5T		6			
		a1	1.5	0	15-fond	7		Or3*
			3	7.5R		8		
			3	7.5T		9		
a2	5	7.5R	0-5	10	Or4	M2n		
	8	7.5R		11				
	a2	5	7.5R	5-15	12	Or5*		/
		8	7.5R		13			
	a2	5	7.5R	15-fond	14	Or6*		
		8	7.5R		15			
a3	5	20R	0-5	16	Or7	M3n		
	5	20T		17				
	8	20R		18				
	8	20T		19				
	a3	5	20R	5-15	20	Or8*	/	
		5	20T		21			
		8	20R		22			
		8	20T		23			
	a3	5	20R	15-fond	24	Or9*		
		5	20T		25			
		8	20R		26			
		8	20T		27			

*Echantillon également analysé pour ETM et éléments majeurs

Section centrale (B)

Zone	Distance du redans aval (m)	Distance du centre (cm)	Profondeur (cm)	Sous-échantillon Fluo X (Petit flacon plastique)	Micropolluants organiques (Flacon 125 mL + flacon 250 mL verre ambré)	ETM + Eléments majeurs (ICP OES+Fluo X) (Petit flacon plastique+Sac plastique)		
b1	0.5	15R	0-5	28	Or10	M4n		
	1.5	0		29				
	2.5	15R		30				
	b1	0.5	15R	5-15	31	Or11*	/	
		1.5	0		32			
		2.5	15R		33			
		b1	0.5	15R	15-fond	34		Or12*
			1.5	0		35		
			2.5	15R		36		
b2	7	7.5R	0-5	37	Or13	M5n		
	9	7.5R		38				
	b2	7	7.5R	5-15	39	Or14*		/
		9	7.5R		40			
		b2	7	7.5R	15-fond	41	Or15*	
			9	7.5R		42		
b3	2	15T	0-5	43	Or16	M6n		
	5	15T		44				
	8	15T		45				
	5	7.5R		46				
	b3	2	15T	5-15	47	Or17*	/	
		5	15T		48			
		8	15T		49			
		5	7.5R		50			
	b3	2	15T	15-fond	51	Or18*		
		5	15T		52			
		8	15T		53			
		b3	5		7.5R			54

*Echantillon également analysé pour ETM et éléments majeurs

Section amont (C)

Zone	Distance du redans aval (m)	Distance du centre (cm)	Profondeur (cm)	Sous-échantillon Fluo X (Petit flacon plastique)	Micropolluants organiques (Flacon 125 mL + flacon 250 mL verre ambré)	ETM + Eléments majeurs (ICP OES+Fluo X) (Petit flacon plastique+Sac plastique)		
c1	3	0	0-5	55	Or19	M8n		
	5	0		56				
	7	0		57				
	c1	3	0	5-15	58	Or20*	/	
		5	0		59			
		7	0		60			
		c1	3	0	15-fond	61		Or21*
			5	0		62		
			7	0		63		
c2	2	20R	0-5	64	Or22	M9n		
	2	20T		65				
	8	20R		66				
	8	20T		67				
	c2	2	20R	5-15	68	Or23*	/	
		2	20T		69			
		8	20R		70			
		8	20T		71			
	c2	2	20R	15-fond	72	Or24*		
		2	20T		73			
		8	20R		74			
		8	20T		75			

*Echantillon également analysé pour ETM et éléments majeurs

Annexe 15 Protocoles de blancs de terrain

Protocole de la première campagne de blancs

Eau d'origine

Pour cette campagne, nous travaillerons avec de l'eau du robinet qui sera stockée dans les gros bidons en plastique blanc/rouge. Tous les bidons seront lavés au préalable de façon homogène avec la procédure de nettoyage des flacons en plastiques (TDF 4, puis rinçage eau du robinet, eau distillée). Ensuite, ils seront remplis avec de l'eau du robinet du même robinet et tous à la suite (comme ça on peut supposer que l'eau est toute de la même qualité). Cette eau sera manipulée pour chaque blanc avec un bêcheur en plastique de 5L (lavé au préalable selon la même procédure que les bidons). On gardera un bidon ainsi préparé qu'on apportera avec nous sur le terrain pour avoir les mêmes conditions que les autres échantillons pour prélever au laboratoire en rentrant du terrain directement dans les flacons d'analyse, sans versement dans nos flacons de terrain. On prélèvera l'eau pour l'analyse avec le bêcheur en plastique pour assurer le même contact que pour les autres échantillons.

Blanc préleveur regard eau brute

On prendra de l'eau des bidons avec le bêcheur en plastique. On mettra le tuyau des préleveurs directement dans ce bêcheur et on forcera l'échantillonnage avec la tête de prélèvement – on rincera avec 2 prélèvements qu'on va jeter avant de commencer les mesures. Ainsi, on prélèvera le volume nécessaire pour l'analyse de tous les polluants : 3L plastique et 3-4L verre. Ces volumes seront mis dans les flacons de terrain habituels.

Volume d'eau d'origine nécessaire : 7L (on peut dire 10L pour avoir de la marge)

Blanc siphon

On nettoiera la grille et le regard. Ensuite, on videra le siphon et on le rincera avec de l'eau de robinet comme d'habitude. Ensuite, on le refermera et on le remplira depuis l'ouverture où l'eau de ruissellement rentre avec l'eau des bidons utilisant le bêcheur en plastique. On la laissera stagner au moins quatre heures. Ensuite, on prélèvera l'eau depuis le haut du siphon (où est situé la sonde multiparamètre) avec la louche en Teflon employée dans le projet Pulse. Cette eau sera versée dans des flacons de terrain en verre et en plastique.

Volume d'eau d'origine nécessaire : ~50L (je ne me rappelle pas du volume exacte du siphon, mais je pense que 50L est plus que nécessaire)

Système de fractionnement de l'accotement

Il faudrait vérifier que tous les tuyaux soient tournés bien droit. Si c'est le cas, on collecte environ 7% du volume versé par tuyau pour le côté considéré. On versera de l'eau du bidon dans l'auge basculant mais uniquement dans le côté où il y a le système de fractionnement en utilisant le bêcheur en plastique. On attachera un flacon à chaque tuyau, donc on devrait pouvoir récupérer 14% du volume pour plastique et 14% pour le verre en même temps. Si possible, on pourrait mettre 2 tuyaux par flacon, mais je pense qu'on sera obligé de mettre 2 flacons verre et 2 flacons plastiques. Pour avoir 3L de chaque, il faudrait verser 21.4L. On peut donc prévoir 30L pour avoir de la marge.

Volume d'eau d'origine nécessaire : 30L

Protocole de la deuxième campagne de blances

Procédure blanc intégrée regard eau brute

Calculer le temps de séjour médiane de l'eau dans le petit tuyau au-dessus le siphon (à partir du débit médiane au pas de temps variable et le volume du tuyau). Apporter 4 bidons blanc/rouge avec de l'eau du robinet. Vider le siphon et le nettoyer (ne pas frotter à l'entrée car ça risque d'aggraver la lixiviation depuis les matériaux) – le remplir, puis le vider de nouveau (pour le rincer) – ceci utilisera deux bidons. Ensuite, prendre l'échantillon de l'eau de référence depuis les deux bidons qui restent (500 mL de chaque dans un flacon de 2L grillé). Remplir le siphon en alternant entre les deux flacons. Laisser stagner un temps au moins égale au temps de séjour moyenne (12 s), puis déclencher manuellement l'échantillonnage avec le préleveur automatique – faire trois prélèvements à jeter (pour rincer le tuyau), puis déclencher 4 ou 5 prélèvements (pour faire 1L) dans un flacon de 2L grillé.

Ensuite, les deux échantillons seront apportés à Créteil, puis filtrés sur GFF et conditionnés dans les flacons de 250 mL pour l'analyse des phtalates