

Fonctionnement hydraulique et propriétés épuratoires de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales – cas des noues

Alexandre Fardel

▶ **To cite this version:**

Alexandre Fardel. Fonctionnement hydraulique et propriétés épuratoires de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales – cas des noues. Génie civil. École centrale de Nantes, 2019. Français. NNT : 2019ECDN0018 . tel-02896888

HAL Id: tel-02896888

https://theses.hal.science/tel-02896888

Submitted on 11 Jul 2020

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

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

THESE DE DOCTORAT DE

L'ÉCOLE CENTRALE DE NANTES
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

ECOLE DOCTORALE N° 602
Sciences pour l'Ingénieur
Spécialité : *Génie civil*

Par

Alexandre FARDEL

Fonctionnement hydraulique et propriétés épuratoires de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales – cas des noues

Thèse présentée et soutenue au CSTB Nantes, le 10 juillet 2019
Unité de recherche : Laboratoire Eau et Environnement (LEE), Département Géotechnique, Environnement Risques naturels et Sciences de la terre (GERS), IFSTTAR

Rapporteurs :

Patrice Cannavo	Professeur, Agrocampus Ouest
Sylvain Payraudeau	Professeur, ENGEES

Composition du Jury :

Président :	Marie-Christine Gromaire	Directrice de Recherche, Ecole des Ponts ParisTech
Examinateurs :	Tim D. Fletcher	Professeur, University of Melbourne
	Pierre-Yves Hicher	Professeur émérite, Ecole Centrale de Nantes
Directeur de thèse :	Fabrice Rodriguez	IDTPE HDR, IFSTTAR
Co-encadrant de thèse :	Abdelkader Lakel	Ingénieur Recherche et Expertise, CSTB
Co-encadrant de thèse :	Pierre-Emmanuel Peyneau	IPEF, IFSTTAR

Remerciements

« Il est bien des choses qui ne paraissent impossibles que tant qu'on ne les a pas tentées »

André Gide

A l'issue de ces trois années de thèse, je souhaite remercier celles et ceux qui ont pu rendre son accomplissement possible.

Je souhaite tout d'abord remercier mon directeur de thèse, Fabrice Rodriguez, et mes deux co-encadrants, Abdelkader Lakel et Pierre-Emmanuel Peyneau, pour la bienveillance et le soutien qu'ils m'ont témoignés au cours de ce travail. Ces trois années furent enrichissantes et formatrices grâce à la liberté et la confiance qu'ils m'ont accordées pour avancer mes recherches.

J'adresse également mes sincères remerciements à Béatrice Béchet, membre de mon comité de suivi de thèse (CST) et qui pourrait être considérée comme co-encadrante de ce travail en raison de son importante contribution au volet physico-chimie de la thèse. Je souhaite aussi remercier Thomas Le Floc'h pour l'attention qu'il a portée à mon travail et pour son implication dans la mise en place du volet expérimental de la thèse.

Pour avoir accepté d'évaluer ce travail, mes remerciements vont à Patrice Cannavo et Sylvain Payraudeau, mes rapporteurs de thèse. Je souhaite remercier Marie-Christine Gromaire, examinatrice de ce travail, pour la richesse des discussions que nous avons eues lors de la soutenance et des CST. Merci également à Tim D. Fletcher et Pierre-Yves Hicher, membres du jury. Mes remerciements vont aussi à Zahra Thomas, membre de mon CST.

Cette thèse s'est inscrite dans le projet de recherche Matriochkas, dont je voudrais remercier les partenaires financiers : l'Agence Française pour la Biodiversité et l'Agence de l'Eau Loire-Bretagne. Elle s'est déroulée au Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) et au Laboratoire Eau et Environnement (EE) de l'IFSTTAR. Je tiens à remercier Maxime Roger, directeur du CSTB Nantes, et Claude Joannis puis Véronique Ruban, directeurs successifs de EE, pour leur accueil et les excellentes conditions de travail qui m'ont été offertes. Je souhaiterais dire tout le plaisir que j'ai eu à travailler au CSTB et au laboratoire EE et remercie l'ensemble des agents que j'ai pu côtoyer de près ou de loin lors de ces trois années.

Cette thèse est le fruit d'un important travail collaboratif et n'aurait pas pu aboutir sans l'implication régulière de plusieurs personnes.

Je tiens à remercier les équipes techniques du CSTB et de EE qui m'ont épaulé dans le volet expérimental de la thèse et avec lesquelles j'ai eu grand plaisir à échanger sur mes recherches. Côté CSTB, je voudrais exprimer toute ma reconnaissance à Frédéric Padiou pour son implication considérable dans la mise en place du banc d'essai mais aussi pour ses conseils techniques, moi le novice

en « bricolage ». Merci également à Yves Tétard et à Emmanuel Mornet pour leur disponibilité et leur aide sur la partie acquisition du banc. Merci à Julie Bertho et à Anthony Aoustin pour leur grande disponibilité ainsi que pour leur soutien technique et logistique, notamment lors des campagnes expérimentales. Merci à Patrice Métaireau, Stéphane Valin, Mathieu Leboissetier, Bruno Sangand, Bruno Beliard, Vincent Leblanc et Philippe Morisseau pour leur aide technique.

Côté EE, je tiens à remercier Laetitia Pineau, Lionel Martinet, Marie-Laure Mosini et Laurent Lebouc pour leur aide dans la mise en place de l'instrumentation et/ou lors d'expérimentations. Je souhaite aussi remercier l'équipe du pole analytique du laboratoire qui a été fortement mise à contribution lors des campagnes expérimentales : merci à Dominique Demare, Nadège Caubrière, David Mabilais, Martin Guillon et Céline Ragoin pour leur aide précieuse et leur grande disponibilité.

Je souhaite en outre remercier Anthony Couzinet pour son expertise en matière d'hydraulique et pour son aide lors des réglages du banc d'essai. Merci aussi à Dominique Lenoir pour sa disponibilité et son aide dans la mise en place du système d'acquisition. Je tiens à remercier Dimitri Deneele et Jean-Pierre David pour les analyses sur les matériaux de construction des noues. Merci aussi à Jinan Kassir, que j'ai encadrée pendant son stage de master, et qui a contribué à l'élaboration des eaux semi-synthétiques.

Mes remerciements vont également à tous mes collègues d'Aquasim, Marc Augeai, Marc Bodelle, Nathalie Garrec, Gwénaëlle Haese, Aurélie Tricoire, Gaëlle Bulteau et Olivier Correc.

J'ai eu la chance de croiser de nombreux doctorants au CSTB et à l'IFSTTAR : Jean-Romain, Vanessa, Lucie, Pierre, Wafaa, Matias, Mohamad, Mehrazin, Stéphane, Xénia, Guillaume, Venkadesh, Taia, Mahdi, Emmanuel, Jérome, Alice, Nabil. Je souhaite les remercier pour leur soutien et n'oublierai pas tous les bons moments que nous avons pu passer ensemble.

Mes derniers remerciements vont à mes amis, ma sœur et mes parents qui m'ont soutenu sans relâche au cours de cette aventure.

Production scientifique

Publications dans des revues d'audience internationale à comité de lecture ou articles sélectionnés dans des ouvrages de synthèse :

- Fardel A., Peyneau P.-E., Béchet B., Lakel A., Rodriguez F. (2019). Analysis of swale factors implicated in pollutant removal efficiency using a swale database. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 1287–1302. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3522-9

- Fardel A., Peyneau P.-E., Béchet B., Lakel A., Rodriguez F. (2019). Evaluation de la reproductibilité des réponses hydraulique et épuratoire de deux noues pilotes. *La Houille Blanche*, 2, 27-34. https://doi.org/10.1051/lhb/2019012

- Fardel A., Peyneau P.-E., Béchet B., Lakel A., Rodriguez F. Performance of two contrasted pilot swales treating zinc, polycyclic aromatic hydrocarbons and glyphosate from semi-synthetic runoff. *Soumis*.

Communication à un congrès international à comité de sélection et actes publiés :

Fardel A., Peyneau P.-E., Lakel A., Béchet B., Joannis C., Rodriguez F. (2016). Characterization of hydrodynamic and pollutant removal processes inside swales – a pilot study. *Novatech 2016*, 28 June - 1 July 2016, Lyon (France), 8 p. Présentation d'un poster (en anglais)

Autres :

- **Présentations orales :**

- Fardel A., Peyneau P.-E., Béchet B., Lakel A., Rodriguez F. (2016). Méthodologie de conception et d'instrumentation de noues pilote en vue d'étudier leurs performances hydraulique et épuratoire vis-à-vis de la pollution des eaux pluviales. 7èmes Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine, 11-12 octobre 2016, Nantes (France). Présentation en français

- Fardel A., Peyneau P.-E., Lakel A., Le Floc'h T., Béchet B., Rodriguez F. (2017). Monitoring environmental performances of two pilot swales. *23rd EJSW - Monitoring urban drainage systems*, Chichilianne (France), 15-20 May 2017. Présentation en anglais

- Fardel A. (2018). Journée des doctorants du CSTB, Format « Ma thèse en 180 secondes », 25 Janvier 2018, Paris (France). Présentation en français

- Fardel A., Peyneau P.-E., Béchet B., Lakel A., Rodriguez F. (2018). Evaluation de la reproductibilité des réponses hydraulique et épuratoire de deux noues pilotes. 8èmes Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine, 7-9 novembre 2018, Nantes (France). Présentation en français

- **Présentation d'un poster :**

Fardel A., Peyneau P.-E., Le Floc'h T., Lakel A., Rodriguez F. (2017). Caractérisation des performances environnementales de deux noues pilotes. *Journées Scientifiques et Techniques « Eaux pluviales & Végétal » 2017*, 11-12 septembre 2017, Tours (France). Présentation en français

Sommaire

Sommaire ..... **vii**

Liste des Figures ..... **xiv**

Liste des Tableaux ..... **xxiv**

Liste des symboles et des abréviations ..... **xxix**

Introduction générale **1**

Chapitre 1. Etat de l'art sur les performances hydrologiques et épuratoires des noues **7**

1. Généralités sur les noues **8**

1.1. Définition et fonction des noues **8**

1.1.1. Définition de l'objet « noue » 8

1.1.2. Typologie des noues 9

1.1.3. Fonctions des noues 10

1.1.4. Lieux d'implantation 11

1.2. Conception et aménagement d'une noue **12**

1.2.1. Paramètres de conception d'une noue 12

1.2.1.1. Paramètres géométriques 12

1.2.1.2. Matériaux de conception 14

1.2.1.2.1. Sol d'une noue 14

1.2.1.2.2. Couvert végétal 22

1.2.1.2.3. Equipements additionnels 23

1.2.2. Dimensionnement d'une noue 27

1.2.2.1. Dimensionnement hydraulique d'une noue 28

1.2.2.1.1. Définition des évènements dimensionnant 28

1.2.2.1.2. Dimensionnement géométrique de l'ouvrage 29

1.2.2.2. Dimensionnement d'une noue en configuration « épuration » 31

1.2.3. Cas d'une noue intégrée à une chaîne de traitement 32

2. Fonctionnement hydrologique d'une noue 33

2.1. Mécanismes incriminés dans le fonctionnement hydrologique d'une noue 33

2.1.1. Bilan sur les flux transitant dans la noue 33

2.2. Modélisation physique des flux de sortie du bilan hydrologique 35

2.2.1. Flux de surface 35

2.2.2. Infiltration 36

2.2.2.1. Physique des écoulements dans le sol 36

2.2.2.2. Caractérisation expérimentale de l'infiltration 39

2.2.3. Evapotranspiration 43

2.3. Indicateurs de performances hydrologiques et études expérimentales 44

2.4. Modélisation ou simulation du fonctionnement hydraulique des noues dans la littérature 47

3. Fonctionnement épuratoire d'une noue 53

3.1. Caractéristiques du niveau de contamination des eaux de ruissellement 53

3.1.1. Nature et sources des principaux contaminants du ruissellement urbain 53

3.1.2. Spéciation des nutriments, des ETMs, des HAPs et du glyphosate dans les eaux pluviales – impact sur la rétention des contaminants dans une noue 57

3.1.3. Niveau de contamination 62

3.2. Devenir des contaminants des eaux pluviales au sein d'une noue : processus de rétention et de remobilisation 65

3.2.1. Les polluants sous forme particulaire 66

3.2.2. Les nutriments 67

3.2.2.1. Nutriments azotés 67

3.2.2.2. Nutriments phosphorés 68

3.2.3. Les ETMs 69

3.2.4. Les HAPs 70

3.2.5. Le glyphosate 71

3.2.6. Modélisation de la sorption des micropolluants sur le sol 72

3.3. Les performances épuratoires des noues 73

3.3.1. Performances vis-à-vis des MES, des nutriments et des ETMs 73

3.3.2. Performances vis-à-vis des HAPs et du glyphosate 74

4. Conclusion du chapitre 1 76

Chapitre 2. Analyse des performances épuratoires des noues à partir des données de la littérature 79

1. Introduction 80

2. Materials and methods 81

2.1. Overview of the method used for collecting and analyzing data 81

2.2. Data collection 81

2.3. Data analysis 85

3. Results 86

3.1. Database elements and swale design parameters 86

3.2. Pollutant removal in swales 88

3.3. Factors involved in swale efficiency 91

4. Discussion 94

4.1. Processes driving the removal of pollutants in swales 94

4.2. Factors governing efficiency ratios 97

4.3. Limitations of the study 99

5. Conclusion 100

6. Supplementary material 101

7. Conclusion du chapitre 2 101

Chapitre 3. Matériels et méthodes 105

1. Conception et aménagement des noues pilotes 105

1.1. Construction des noues pilotes 105

1.2. Méthodes de caractérisation des matériaux des noues pilotes 109

1.3. Bilan sur les dimensions et les propriétés des noues pilotes 111

2. Choix des évènements de ruissellement simulés 116

2.1. Contexte de la pluviométrie nantaise 116

2.2. Caractéristiques des évènements simulés sur le pilote 117

2.2.1. Choix des caractéristiques hydrauliques 117

2.2.2. Choix de la modalité d'alimentation 120

2.2.3. Evènements simulés pour étudier les performances hydrologiques des noues 120

2.2.4. Evènements simulés pour étudier les performances épuratoires des noues 121

3. Simulateur de ruissellement 123

4. Instrumentation et dispositif de collecte d'échantillons d'eau du pilote 128

5. Modes opératoires et procédures d'analyse de la qualité des eaux 134

6. Incertitudes, fonctionnalité du pilote et reproductibilité des essais 136

6.1. Evaluation des sources de biais, d'incertitudes, susceptibles d'affecter les résultats 136

6.2. Evaluation de la la reproductibilité des réponses hydraulique et épuratoire de deux noues pilotes 138

6.2.1. Introduction 140

6.2.2. Matériels et méthodes 140

6.2.2.1. Dispositif pilote 140

6.2.2.2. Instrumentation du pilote 141

6.2.2.2.1. Suivi des volumes, des débits et de la pluviométrie 141

6.2.2.2.2. Suivi de l'état hydrique du sol 142

6.2.2.2.3. Collecte des évènements 142

6.2.2.3. Simulateur de ruissellement 142

6.2.2.4. Evaluation de la fonctionnalité de l'instrumentation et de la reproductibilité des performances 143

6.2.3. Résultats et discussion 146

6.2.3.1. Fonctionnement de la chaîne de mesure hydraulique lors d'un essai 146

6.2.3.2. Evaluation de la reproductibilité du fonctionnement hydraulique 147

6.2.3.3. Evaluation de la reproductibilité d'indicateurs de performances épuratoires 149

6.2.4. Conclusions 150

7. Conclusion du chapitre 3 151

Chapitre 4. Fonctionnement hydraulique et performances hydrologiques des noues pilotes 153

1. Introduction 153

2. Matériels et méthodes 154

2.1. Site expérimental 154

2.2. Simulateur de ruissellement et alimentation en eau du pilote 154

2.3. Données collectées sur le pilote 156

2.3.1. Mesures des débits et des volumes 156

2.3.2. Mesures des précipitations atmosphériques 156

2.3.3. Mesures des teneurs en eau volumique 156

2.3.4. Suivi ponctuel de la conductivité électrique et du pH 158

2.4. Analyse des données 159

2.4.1. Réponse hydraulique et indicateurs de performances hydrologiques 159

2.4.2. Analyses statistiques 160

3. Résultats 161

3.1. Fonctionnement hydraulique et performances hydrologiques de la noue standard 164

3.1.1. Hydrogrammes 164

3.1.2. Evolution de la conductivité électrique et du pH 168

3.1.3. Evolution de la teneur en eau volumique 170

3.1.4. Performances hydrologiques 175

3.2. Fonctionnement hydraulique et performances hydrologiques de la noue de filtration 179

3.2.1. Hydrogrammes 179
3.2.2. Evolution de la conductivité électrique et du pH 181
3.2.3. Evolution de la teneur en eau 183
3.2.4. Performances hydrologiques 188
3.3. Impact du type de noue sur la gestion des volumes ruisselés 190
4. Discussion 192
4.1. Fonctionnement hydraulique des noues pilotes 192
4.1.1. Fonctionnement hydraulique de la noue standard 192
4.1.2. Fonctionnement hydraulique de la noue de filtration 194
4.2. Facteurs affectant les performances hydrologiques 195
4.3. Limites de l'étude 197
5. Conclusion 197
Chapitre 5. Performances épuratoires des noues pilotes vis-à-vis de micropolluants.... 201
1. Introduction 201
2. Materials and methods 202
2.1. Experimental site 202
2.2. Artificial run-in discharges 205
2.3. Test procedure 206
2.4. Stormwater sampling 207
2.5. Field blanks procedure 207
2.6. Stormwater sample analysis 208
2.7. Data analysis 209
2.7.1. Efficiency assessment 209
2.7.2. Statistical analysis 209
3. Results 210
3.1. Characterization of inflows 210

3.2. Treatment efficiency of the standard swale 211

3.3. Treatment efficiency of the filtering swale 213

3.4. Standard swale vs. Filtering swale: treatment comparison 215

4. Discussion 216

4.1. Characteristics of runoff pollutants affecting swale performance 217

4.2. Influence of the soil media on treatment efficiencies by swales 217

4.3. Relationship between swale hydraulics and treatment performances 218

4.4. Inflow pathway effect on swale performance 220

4.5. Limitations of the study 220

5. Conclusion 221

6. Supporting Information 221

7. Conclusion du chapitre 5 222

Conclusions et perspectives 223

Bibliographie 229

Annexes 249

1. Matériel supplémentaire du chapitre 2 (article ESPR) 249

2. Matériel supplémentaire du chapitre 5 292

Liste des Figures

Figure I.1 Evolution des composantes du bilan hydrologique en fonction du taux d'imperméabilisation des sols (d'après Arnold and Gibbons (1996)) 2

Figure 1.1. Diversité de la couverture d'une noue. a noue enherbée (Luell, 2011). b noue enherbée (Ahmed et al., 2014a). c noue doté d'un lit central empierré (Jefferies, 2004). d noue plantée recouverte d'un paillis (Toronto and Region Conservation Authority, 2008). e noue plantée (Infra Services - Conseil Général Hauts-de-Seine (2010)) 9

Figure 1.2. Types de noues. a noue standard de bord de parking (Roinas, 2015). b noue standard de zone résidentielle (North Carolina Division of Water Quality, 2007). c noue sèche présentant un sol non remanié (Winston et al., 2012b). d noue sèche présentant un sol remanié (Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010). e noue humide (Winston et al., 2012b). f noue de biorétention (Toronto and Region Conservation Authority, 2008) 9

Figure 1.3. Bénéfices de l'intégration des noues en milieu urbain : valorisations sociales et paysagère (Smaniotto Costa et al., 2015) 11

Figure 1.4. Schéma conceptuel d'une noue 13

Figure 1.5. Structure d'un sol en termes de porosité et schématisation des écoulements (schéma adapté de Lassabatere (2002)) 16

Figure 1.6. Exemple de triangle textural proposé par l'USDA (extrait de Mirsal (2008)) 17

Figure 1.7. Bilan schématique des fonctions et conceptions des principaux types de noues. La diversité des fonctions et le degré de complexité de la conception de la noue sont indiqués par le nombre de + ... 21

Figure 1.8. Configurations optionnelles sur une noue pour améliorer ses performances hydrologiques et épuratoires ou préserver sa durée de vie (limiter l'érosion) 24

Figure 1.9. Zone de prétraitement aménagée en tête d'une noue de biofiltration (photographie extraite de Powell (2015)) 24

Figure 1.10. Bande enherbée végétalisée aménagée en amont d'une noue enherbée de bord de route (photographie extraite et traduite de Davis et al. (2012)) 25

Figure 1.11. Exemples de configurations de cloisons pouvant être aménagées dans une noue. a. cloison construite avec des roches (photographie extraite de Powell (2015)). b. cloison empierrée avec orifices de régulation du débit (crédit photo : conseil général des Hauts de Seine). c. cloison filtrante (photographie extraite de Powell (2015)). d. cloison végétalisée (photographie extraite de Jamil (2009)) 27

Figure 1.12. Noue équipée d'une cunette béton pour évacuer les eaux stagnantes (photographie du Centre d'études techniques de l'Equipement (CETE) du Sud-Ouest, extraite de Régions Aquitaine et Poitou-Charentes (2007)) 27

Figure 1.13. Diagramme résumant les méthodes de dimensionnement d'une noue 29
Figure 1.14. Bilan des flux hydriques consécutifs à un évènement de ruissellement en entrée de noue 34
Figure 1.15. Représentation graphique des principaux flux au sein d'une noue. a. Hydrogrammes représentant les flux d'entrée et de sortie. b. Evolution temporelle des composantes volumiques 35
Figure 1.16. Schématisation de la simplification du processus d'infiltration proposée par Green and Ampt (1911) (figure adaptée de Rousseau (2012)) 38
Figure 1.17. Evolution de l'IC95 normalisé par la moyenne géométrique de K_s en fonction du nombre de mesures de K_s dans 4 noues (figure extraite de Ahmed et al. (2015)) 40
Figure 1.18. Evolution du degré de saturation du massif d'une noue lors d'un évènement pluvieux (d'après les résultats de Monrabal-Martinez et al. (2018)) 41
Figure 1.19. Reconstruction d'une courbe h(θ) à partir de mesures terrain par des sondes de teneur en eau et des tensiomètres (figure extraite de Bordoni et al. (2017)) 42
Figure 1.20. Hyétogramme de pluie (intensité de pluie I_p en mm/h) et hydrogrammes associés (débit d'entrée Q_{in}, débits de sortie Q_{over} et Q_{sub} de la noue) 44
Figure 1.21. Peformances hydrologiques des noues référencées dans l'ISBD (extrait de Poresky et al. (2011)) 45
Figure 1.22. Comparaison des profils de teneur en eau volumique donnés par Mike SHE avec le profil mesuré par une sonde intégrant le volume de sol entre 0 et 21 cm de profondeur (modifiée de Rujner et al. (2018b)) 52
Figure 1.23. Les principales sources de pollution en milieu routier et urbain (extrait de Ruban et al. (2003)) 56
Figure 1.24. Formes de l'azote dans les eaux de ruissellement (adapté de Taylor et al. (2005)) ... 58
Figure 1.25. Formes du phosphore dans les eaux de ruissellement (Li and Davis, 2016) 59
Figure 1.26. Formes du glyphosate en fonction du pH du milieu (extrait de Dollinger et al. (2015)). Les deux formes intermédiaires à un et deux niveaux de charges négatives nettes, sont les plus fréquentes dans les sols ou dans l'eau. 62
Figure 1.27. Processus de piégeage des farticules au sein d'un sol en fonction de la taille des particules et conséquences sur la perméabilité du massif (extait de Durin (2006)) 66
Figure 1.28. Schéma présentant les processus de rétention, de dégradation et de remobilisation des substances azotées au sein de la matrice sol 67
Figure 2.1 (Figure 1). Diagram describing the following methods used to filter and analyze the database 82
Figure 2.2 (Figure 2). Design characteristics of swales registered in the database. a Boxplots for the design factors characterizing swale database. b Legend for boxplots 87
Figure 2.3 (Figure 3). Range of ER values for pollutants from the database. Boxplots were used to display data spread (see Figure 2b for the legend of a boxplot) 89

Figure 2.4 (Figure 4). Graphical representation of correlations between pollutant ERs; strong correlations (ρ>0.60) are represented by thick lines and weaker correlations (ρ<0.60) by dashed lines. Pollutants were grouped by type (i.e. suspended solids, nutrient and trace metal) and speciation was indicated for each substance (i.e. total (t), particulate (p) and dissolved (d))..... 91

Figure 3.1. Dispositif d'essai de la plateforme Aquasim (CSTB Nantes) dans lequel ont été aménagées les noues. a. Schéma du dispositif d'essai (dimensions en mètre). b. Dispositif d'essai en septembre 2016 106

Figure 3.2. Schéma conceptuel des noues pilotes (les épaisseurs de sol indiquées correspondent aux épaisseurs initiales, avant tassement naturel) 106

Figure 3.3. Etape de pose des 8 drains annelés (diamètre 80 mm) en fond d'ouvrage (au sein d'une couche de 10 cm de gravier) ; les drains sont posés directement sur la géomembrane..... 106

Figure 3.4. Caniveau de drainage des eaux de surface posé en aval de chaque noue (ici noue standard)..... 107

Figure 3.5. Remblai excavé au CSTB, utilisé pour construire la noue standard et les talus de la noue de filtration 107

Figure 3.6. Blindage de tranchées utilisé pour monter la partie centrale de la noue de filtration 108

Figure 3.7. Géogrilles utilisées aux interfaces entre les différents types de matériaux (mailles de 500 µm). a. Emplacement des géogrilles. b. Photographie de la géogrille posée au sein de la noue standard 108

Figure 3.8. Noues pilotes juste après leur contruction (décembre 2016). a. Noue standard. b. Noue de filtration 108

Figure 3.9. Noues pilotes en octobre 2018. a. Noue standard. b. Noue de filtration..... 109

Figure 3.10. Schéma des emplacements des prélèvements de sol (loam limoneux) au sein des noues pilotes 109

Figure 3.11. Points de prélèvement sur le dépôt de sable avant reconstitution d'échantillons composites..... 110

Figure 3.12. Essai d'infiltrométrie pour caractériser les propriétés hydrodynamiques (dont la conductivité hydraulique à saturation K_s) de la partie centrale de la noue standard (infiltromètre à disque) 111

Figure 3.13. Granulométrie (tamis et laser) des matériaux utilisés pour la construction des noues pilotes ; D10, D50 et D90 sont les bornes supérieures respectives des tailles des 10, 50 et 90% des particules les plus fines..... 113

Figure 3.14. Diffractogramme de 8 échantillons du loam limoneux des noues ; ordonnées et abscisses : comptage du détecteur et angle de Bragg pour une longueur d'onde de 1,5406 Å 114

Figure 3.15. Comparaison du diffractogramme type d'un quartz avec celui du gravier des noues (diffractogramme du sable des noues identique) ; ordonnées et abscisses : voir Figure 3.14..... 114

Figure 3.16. Evolution du coefficient d'autocorrélation en fonction du décalage temporel entre deux évènements pluvieux successifs (Nantes, 2006-2016) 116

Figure 3.17. Distribution statistique des hauteurs de pluie pour les évènements pluvieux ≥ 2,5 mm 117

Figure 3.18. Distribution statistique des durées de temps sec observées entre deux évènements pluvieux générant au moins 2,5 mm d'eau (Nantes, 2006-2016)..... 117

Figure 3.19. Distribution statistique des évènements pluvieux classés par hauteur de pluie ≥ 2,5 mm 119

Figure 3.20. Représentativité des hauteurs de pluie des évènements simulés par rapport aux pluies enregistrées à Nantes sur la période 2006 – 2016 120

Figure 3.21. Bassin de rétention des eaux de toiture utilisées pour alimenter les noues pilotes (juillet 2018)..... 121

Figure 3.22. Simulateur de ruissellement installé sur le pilote 123

Figure 3.23. Caractéristiques de la cuve principale d'injection des eaux pluviales (volume ~ 7 m^3). a. Extérieur de la cuve et du dispositif de dérivation du flux d'eau. b. Dispositif de dérivation du flux d'eau depuis l'intérieur de la cuve. c. Pompes de relevage et de brassage des eaux (intérieur de la cuve). d. Intérieur de la cuve lors d'une simulation d'évènement sur le pilote (mélange des eaux en continu) 124

Figure 3.24. Tuyau perforé utilisé pour reconstituer une nappe de ruissellement en entrée de noue 125

Figure 3.25. Détails des deux modalités d'injection d'eau, en fonctionnement. a. Injection d'eau en tête de noue de filtration. b. Injection d'eau latérale dans une noue 125

Figure 3.26. Tuyau perforé (25 mm de diamètre) prévu pour être encastré dans le tuyau de 63 mm de diamètre 125

Figure 3.27. Dispositif de répartition du flux entrant entre les deux extrémités du tuyau d'alimentation latérale. a. Vue d'ensemble du dispositif de répartition du flux. b. Zoom sur une vanne de réglage de la répartition du flux..... 126

Figure 3.28. Photographie du réglage de la planéité des trous d'une rampe latérale à l'aide d'un laser 126

Figure 3.29. Réalisation d'une cartographie de la répartition du flux d'eau sur 5,5 m. a. Couverture des bacs avant d'atteindre un régime hydraulique permanent dans la canalisation. b. Remplissage des bacs avant pesée 127

Figure 3.30. Caractérisation de l'uniformité de la répartition de l'eau lors d'une injection latérale (0,27 L/s) 127

Figure 3.31. Caractérisation de l'uniformité de la répartition de l'eau lors d'une injection latérale (0,8 L/s) 127

Figure 3.32. Détails d'un essai avec eaux dopées en MES. a. Sédiments injectés dans la cuve. b. Dispositif de dopage des eaux en MES. c. Zone de mélange des flux provenant des 2 cuves. d. Injection d'eau dopée en MES dans la noue de filtration 128

Figure 3.33. Instrumentation du pilote 130

Figure 3.34. Caractéristiques du dispositif de mesure des débits/volumes sortant d'une noue (un dispositif par sortie instrumentée) et du système associé de pélèvement automatisé des eaux. a. Vue d'ensemble du système. b. Ouverture circulaire de 8,5 mm de diamètre pour réguler le flux d'eau entrant dans le système à augets basculeurs. c. Bac de collecte des eaux en fonctionnement. d. Echantillonneur automatique relié en amont à un bac de collecte et en aval à un déviateur de flux. e. Déviateur de flux répartissant équitablement chaque prélèvement dans deux flacons de 10 L 131

Figure 3.35. Emplacements des sondes de teneur en eau EC-5. a. Positions dans la noue standard (profil en long). b. Positions dans la noue de filtration (profil en long). c. Positions dans la partie centrale de la noue standard (profil en travers). d. Positions dans la partie centrale de la noue de filtration (profil en travers). Les EC-5 dans les talus sont enfouies aux mêmes profondeurs que dans la partie centrale, exceptés les profils verticaux à une sonde (enfouie à 25 cm de profondeur) 132

Figure 3.36. Résultats des courbes d'étalonnage de 8 sondes EC-5 et comparaison avec la droite d'étalonnage donnée par le constructeur (incertitude de ± 0,03 $cm^3.cm^{-3}$) 133

Figure 3.37. Schéma du pilote aménagé au CSTB. Les débits mesurés par les DEM et les augets présentent respectivement les préfixes Q et A 145

Figure 3.38. Réponses hydrauliques des noues standard REF et de filtration FILT ; les préleveurs sont déclenchés tous les 29 L (surface REF), 17 L (subsurface REF) et 47 L (subsurface FILT) 147

Figure 3.39. Evaluation de la reproductibilité du fonctionnement hydraulique des deux noues lors des six essais simulés (5,4 mm/h pendant 2 h). Les numéros en abscisse indiquent des dates de tests sur le pilote (1 : 27/11/2017, 2 : 29/11/2017, 3 : 01/12/2017, 4 : 26/03/2018, 5 : 28/03/2018, 6 : 05/04/2018) 149

Figure 3.40. Evaluation de la reproductibilité des indicateurs de performances épuratoires pour Cu et Zn 150

Figure 4.1. Dimensions des strates volumiques choisies et teneurs en eau volumiques associées pour estimer le degré de saturation de la partie centrale d'une noue pilote. a Noue standard. b. Noue de filtration 157

Figure 4.2. Hydrogrammes et indicateurs associés pour estimer les performances hydrologiques des noues 160

Figure 4.3. Réponses hydrauliques types de la noue standard observées en novembre/décembre 2017 (a, c, e : hydrogrammes – b, d, f : volumes cumulés). a - b. Alimentation 0,14 L/s en tête (18/12/2017). c - d. Alimentation 0,27 L/s en tête (27/11/2017). e - f. Alimentation 0,8 L/s en tête (12/12/2017) 165

Figure 4.4. Réponse hydraulique type de la noue standard à un évènement spécial (a : hydrogrammes – b : volumes cumulés). a - b. Alimentation 0,225 L/s (30/01/2018)..... 165

Figure 4.5. Réponses hydrauliques types de la noue standard observées entre mars et juin 2018 (a, c, e : hydrogrammes – b, d, f : volumes cumulés). a - b. Alimentation 0,14 L/s en tête (18/04/2018). c - d. Alimentation 0,27 L/s en tête 18/06/2018). e - f. Alimentation 0,8 L/s en tête (14/05/2018)..... 166

Figure 4.6. Réponses hydrauliques types de la noue standard obervées suite à des alimentations latérales (hydrogrammes – volumes cumulés). a – b. Alimentation 0,27 L/s latérale (27/06/2018). c – d. Alimentation 0,8 L/s latérale (03/05/2018) 167

Figure 4.7. Evolution de la conductivité électrique EC et du pH à l'entrée et aux sorties de la noue standard (alimentation 0,225 L/s – 30/01/2018). a. Evolution de EC. b. Evolution du pH. c. Hydrogrammes avec les différentes phases d'évolution de la conductivité électrique en sortie de drains (en vert) 168

Figure 4.8. Evolution de la conductivité électrique EC à l'entrée et aux sorties de la noue standard (alimentation 0,27 L/s latérale – 20/03/2018). a. Evolution de EC. b. Hydrogrammes avec les différentes phases d'évolution de la conductivité électrique en sortie de drains (en vert) 169

Figure 4.9. Evolutions types de la teneur en eau volumique θ_v au sein de la partie centrale de la noue standard lors d'alimentations (en gris sur la Figure) en tête à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m – et 4 profondeurs – 10, 25, 50 et 75 cm)..... 170

Figure 4.10. Evolutions types de θ_v au sein des talus (side n°1 = talus pouvant être alimenté latéralement) de la noue standard lors d'alimentations (en gris sur la Figure) en tête à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m – et 4 profondeurs par rappord à la surface du fond de la noue – 10, 25, 50 et 75 cm) 171

Figure 4.11. Evolutions types de θ_v au sein du talus de la noue standard pouvant être alimenté latéralement, suite à des alimentations (en gris sur la Figure) en tête (UP) et latérale (LAT) à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m). a – d. Profondeurs par rapport à la surface du fond de la noue (10, 25, 50 et 75 cm)..... 172

Figure 4.12. Evolution type de l'état de saturation de la partie centrale de la noue standard..... 173

Figure 4.13. Evolutions types des Sr de la noue standard (alimentation en tête). a. 0,14 L/s. b. 0,27 L/s. c. 0,8 L/s..... 174

Figure 4.14. Evolutions types des Sr de la noue standard consécutives à des alimentations en tête et latérale. a - b. Alimentation 0,27 L/s en tête - latérale. c - d. Alimentation 0,8 L/s en tête – latérale. 174

Figure 4.15. Evolutions de l'augmentation maximale du degrée de saturation de la partie centrale de la noue standard en fonction de son degré de saturation initial (alimentation en tête) et régressions linéaires correspondantes 175

Figure 4.16. Abattements du débit de pointe par la noue standard (alimentations en eau de 2 h). a – b. ΔQ_p – ΔQ_{sub} (alimentations en tête). c – d. Comparaison entre les ΔQ_p – ΔQ_{sub} observés lors d'alimentations en tête et latérale. Les barres rouges représentent les écarts-types..... 176

Figure 4.17. Bilans volumiques pour les alimentations en eau de 2 h sur la noue standard 177

Figure 4.18. Réponses hydrauliques types de la noue de filtration observées en novembre/décembre 2017 (a, c : hydrogrammes - b, d : volumes cumulés). a - b. 0,14 L/s en tête (18/12/2017). c - d. 0,27 L/s en tête (27/11/2017)..... 179

Figure 4.19. Réponse hydraulique type de la noue de filtration à un évènement spécial (a : hydrogrammes – b : volumes cumulés). a - b. 0,225 L/s en tête (30/01/2018) 179

Figure 4.20. Réponses hydrauliques types de la noue de filtration observées entre mars et juin 2018 (a, c : hydrogrammes – b, d : volumes cumulés). a - b. 0,14 L/s en tête (18/04/2018). c - d. 0,27 L/s en tête (18/06/2018) 180

Figure 4.21. Réponses hydrauliques types de la noue de filtration obervées suite à des alimentations latérales (a : hydrogrammes – b : volumes cumulés). a – b. Alimentation 0,27 L/s latérale (27/06/2018) 181

Figure 4.22. Evolution de la conductivité électrique EC et du pH à l'entrée et aux sorties de la noue de filtration (alimentation 0,225 L/s). a. Evolution de EC. b. Evolution du pH..... 182

Figure 4.23. Evolution de la conductivité électrique EC à l'entrée et à la sortie de la noue de filtration (alimentation 0,27 L/s latérale) 182

Figure 4.24. Evolutions types de la teneur en eau volumique θ_v au sein de la partie centrale de la noue de filtration lors d'alimentations (en gris sur la Figure) en tête à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m – et 4 profondeurs – 10, 25, 50 et 75 cm) 183

Figure 4.25. Evolutions types de θ_v au sein des talus (side n°1 = talus pouvant être alimenté latéralement) de la noue de filtration lors d'alimentations (en gris sur la Figure) en tête à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m – et 4 profondeurs par rappord à la surface du fond de la noue – 10, 25, 50 et 75 cm) 184

Figure 4.26. Evolutions types de θ_v au sein du talus de la noue de filtration pouvant être alimenté latéralement, suite à des alimentations (en gris sur la Figure) en tête (UP) et latérale (LAT) à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m). a – d. Profondeurs par rappord à la surface du fond de la noue (10, 25, 50 et 75 cm)..... 185

Figure 4.27. Evolution type de l'état de saturation de la noue de filtration en trois phases..... 186

Figure 4.28. Evolutions types des degrés de saturation de la partie centrale de la noue de filtration (alimentations en tête). a. 0,14 L/s. b. 0,27 L/s 187

Figure 4.29. Evolutions types des degrés de saturation de la partie centrale de la noue de filtration consécutives à des alimentations en tête et latérale. a. Alimentation 0,27 L/s en tête. b. Alimentation 0,27 L/s latérale. 187

Figure 4.30. Evolutions de l'augmentation maximale du degrée de saturation de la partie centrale de la noue de filtration en fonction de son degré de saturation initial (alimentation en tête) et régressions linéaires correspondantes (les résultats des alimentations sur la période automne – hiver 2017 n'ont pas été incoporés à la régression linéaire) 187

Figure 4.31. Abattements du débit de pointe en sortie de drains de la noue de filtration. a. Alimentation en tête. b. Comparaison des résultats pour des alimentations en tête et latérale 188

Figure 4.32. Bilans volumiques pour les alimentations en eau de 2 h sur la noue de filtration ... 189

Figure 4.33. Evolution de la proportion d'eau infiltrée dans les noues pilotes suivant cinq conditions d'alimentation ; les résultats des deux périodes de tests (automne 2017 et printemps-été 2018) sont différenciés par des couleurs différentes (violet et cyan) 191

Figure 4.34. Evolution des écarts entre les proportions d'eau infiltrée dans la noue de filtration et dans la noue standard suivant quatre conditions d'alimentation (écarts-types représentés par les barres rouges) 191

Figure 4.35. Fissures identifiées à la surface de notre noue pilote 194

Figure 5.1 (Fig. 1). Pilot system used to evaluate the pollutant removal efficiencies of a standard swale and a filtering swale. a. Photograph of the pilot swales. b. Scheme details the composition of swale soils, the inlet pipes feeding the swales and the outlet pipes collecting swale outflows 203

Figure 5.2 (Fig. 2). Removal efficiencies (in concentration) of dissolved Zn, total pyrene, total phenanthrene and total glyphosate by the standard swale (0.27 L/s inflows). Removal efficiencies were separately calculated for overflows (surface outlet) and for subsurface outflows (subsurface outlet). Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with ** ($p < 0.05$) 212

Figure 5.3 (Fig. 3). Removal efficiencies (in mass) of Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate by the standard swale (0.27 L/s inflows). Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with * ($p < 0.1$) and ** ($p < 0.05$) 213

Figure 5.4 (Fig. 4). Removal efficiencies (in concentration) of dissolved Zn (Zn_d), total pyrene (Pyrene_t), total phenanthrene (Phenanthrene_t) and total glyphosate (Glyphosate_t) by the filtering swale (0.27 L/s inflows). Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with * ($p < 0.1$) and ** ($p < 0.05$) 214

Figure 5.5 (Fig. 5). Removal efficiencies (in mass) of Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate by the filtering swale (0.27 L/s inflows). Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with * ($p < 0.1$) and ** ($p < 0.05$) 215

Figure 5.6 (Fig. 6). Pollutant removal efficiency gains for the filtering swale compared to the standard swale. Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with * ($p < 0.1$) and ** ($p < 0.05$) 216

Annexes (Figures)

Figure du Chapitre 2

Figure 0.1 (Figure S1). Descriptive schemes introducing a. swale design characteristics, b. range of cross-section shapes and c. swale distribution of flows 291

Figures du Chapitre 5

Figure 0.2 (Figure S1). Runoff depths of pilot test events, histogram of the rainfall depths recorded in Nantes during the period 2006 - 2016, and contribution to the total rainwater volume (red curve) 293

Figure 0.3 (Figure S2). Stormwater tank of 7 m3 equipped with pumps and a flow bypass to ensure thorough mixing. a Photograph of the PVC tank. b Photograph of the bypass pipe (inside the tank). c Photograph of the pumps. d Photograph of the stormwater stirred by both the pumps and the backflow from the bypass pipe..... 293

Figure 0.4 (Figure S3). Photograph of the piping system designed to supply the pilot with artificial runoff events..... 294

Figure 0.5 (Figure S4). Runoff simulator and surface runoff drainage system. a The runoff simulator generated longitudinal inflows at the upstream end. b The runoff simulator generated lateral inflows along the swale channel. c The gutter drained non infiltrated flow at the downstream end (standard swale) 294

Figure 0.6 (Figure S5). Specific facility designed to measure effluent flow-rates and to collect composite water samples. a Photograph of the facility. b Photograph of the PVC container continuously supplied with swale outflows. c Photograph of the aperture (diameter = 8 mm) in the PVC pipe connected to the tipping bucket flowmeter; this restricts the maximum flow-rates discharged into the bucket. d Photograph of the water sampling system; flows are equally split downstream the automatic sampler between a 10 L HDPE bottle and a 10 L glass bottle 295

Figure 0.7 (Figure S6). TSS spiking system. a Photograph of the 561 g dried sediment added in the 200 L polyethylene tank. b Photograph (overview) of the TSS spiking system during a test: TSS solution was continuously stirred by a mixing drill and a peristaltic pump (69 L/h) was used to feed the swale. c TSS solution was diluted in stormwater incoming from the 7 m^3 tank. d Photograph of the upstream flows spiked with TSS, pyrene, phenanthrene and glyphosate (filtering swale)..... 296

Figure 0.8 (Figure S7). Location of the soil moisture sensors in the pilot swales (plan view). a standard swale. b filtering swale 299

Figure 0.9 (Figure S8). Location of the soil moisture sensors in the central parts of the pilot swales (side view). a standard swale. b filtering swale..... 300

Figure 0.10 (Figure S9). Concentration reductions for dissolved pyrene, dissolved phenanthrene and dissolved glyphosate (standard swale, inflow flow-rate = 0.27 L/s). Significant differences are shown with ** ($p < 0.05$), bars indicate standard deviations 303

Figure 0.11 (Figure S10). Concentration reductions for dissolved pyrene, dissolved phenanthrene and dissolved glyphosate (filtering swale, inflow flow-rate = 0.27 L/s). Significant differences are shown with ** ($p < 0.05$), bars indicate standard deviation 304

Figure 0.12 (Figure S11). Effect of flow-rate on the removal efficiency of Zn for the standard swale. a Concentration removal. b Mass removal. Significant differences are shown with ** ($p < 0.05$), bars indicate standard deviation 304

Figure 0.13 (Figure S12). Effect of flow-rate on the removal efficiency of Zn for the filtering swale. a Concentration removal. b Mass removal. Bars indicate standard deviation 305

Figure 0.14 (Figure S13). Mass removal of Zn for the standard swale and the filtering swale (0.14 L/s events). Significant differences are shown with ** ($p < 0.05$). Bars indicate standard deviation. 305

Figure 0.15 (Figure S14). Distributions of the discharged mass and the discharged volume between overflows and subsurface outflows (standard swale); results are found for 0.27 L/s upstream inflows (n = 3 or n = 6) and 0.27 L/s lateral inflows (n = 3 or n = 6). a Zinc. b Pyrene, Phenanthrene and Glyphosate. Red error bars show the standard deviations 306

Figure 0.16 (Figure S15). Effect of flow-rate on the distributions of the discharged Zn mass and the discharged volume between overflows and subsurface outflows (standard swale); results are found for 0.14 L/s (n = 3), 0.27 L/s (n = 3) and 0.8 L/s (n = 3) upstream inflows. Red error bars show the standard deviations 307

Figure 0.17 (Figure S16). Particle size distributions of swale inflows and outflows (bar represents standard deviation, n = 3 test events for the filtering swale, n = 2 test events for the standard swale, analyses on each water sample were performed 3 times) 307

Figure 0.18 (Figure S17). Evolution of the distributions of 3 particle size classes (≤ 63 µm, ≤ 250 µm and ≤ 2000 µm) in both swale inflows and outflows (red error bars show the standard deviations, n = 3 test events for the filtering swale, n = 2 test events for the standard swale, analyses on each water sample were performed 3 times) 308

Figure 0.19 (Figure S18). Water balances found under RRMS conditions. Red error bars indicate the standard deviations 311

Figure 0.20 (Figure S19). Photograph of cracks in the standard swale 311

Liste des Tableaux

Tableau 1.1. Performances hydrologiques de noues (extraites de la littérature) 46

Tableau 1.2. Présentation des études focalisées sur la modélisation ou la simulation du fonctionnement hydrologique d'une noue 47

Tableau 1.3. Bilan des résultats obtenus par les études modélisant la réponse hydraulique d'une noue ou simulant leurs performances hydrologiques 49

Tableau 1.4. Caractéristiques physico-chimiques des 16 HAPs classés prioritaires par l'US-EPA 61

Tableau 1.5. Propriétés physico-chimiques du glyphosate 62

Tableau 1.6. Concentrations moyennes évènementielles (EMC) en carbone organique et en nutriments d'eaux pluviales provenant de zones drainées contrastées. EMC médiane en **gras**, EMC moyenne en italique (et intervalle de moyennes min-max) et EMC min-max en police standard 63

Tableau 1.7. Concentrations moyennes évènementielles en MES, en ETMs, en HAPs et en glyphosate (concentrations totales) d'eaux pluviales provenant de zones drainées contrastées. EMC **médiane** en **gras**, EMC moyenne en italique (et intervalle de moyennes min-max), EMC min-max en police standard, EMC max observée en soulignée 64

Tableau 1.8. Données trouvées dans la littérature à propos de la rétention des HAPs au sein des noues (ou de systèmes similaires). EMC médiane en **gras**, EMC moyenne en italique et EMC min-max en police standard 75

Tableau 2.1 (Table 1). Characteristics of the swale database 86

Tableau 2.2 (Table 2). Analysis of correlations between swale ERs for various pollutants 90

Tableau 2.3 (Table 3). Analysis of correlations between ERs for various pollutants and swale parameters 92

Tableau 2.4 (Table 4). Analysis of correlations between inflow concentrations and various swale parameters[a] 93

Tableau 3.1. Méthodes analytiques utilisées pour caractériser les matériaux de construction des noues pilotes 110

Tableau 3.2. Dimensions et propriétés des matériaux des noues pilotes (moyenne ± écart type avec n = 3) 112

Tableau 3.3. Concentrations initiales en micropolluants dans les matériaux de construction des noues pilotes 115

Tableau 3.4. Représentativité des évènements simulés sur le pilote pour étudier leurs performances (contexte de la pluviométrie nantaise) 118

Tableau 3.5. Caractéristiques hydrauliques des évènements simulés en entrée de noue(s) pour caractériser ses performances hydrologiques 120

Tableau 3.6. Détails concernant la préparation des solutions de dopage des eaux de toiture 122

Tableau 3.7. Caractéristiques des évènements simulés pour étudier les performances épuratoires des noues..... 122

Tableau 3.8. Caractéristiques de l'instrumentation du pilote et détails sur la procédure de post-traitement..... 134

Tableau 3.9. Nombre de suivi (en **gras**) de la conductivité ou du pH en entrée/sortie(s) de noue pendant un essai de caractérisation des performances hydrologiques des noues 134

Tableau 3.10. Méthodes analytiques concernant les échantillons d'eau collectés sur le pilote ... 135

Tableau 3.11. Paramètres analysés suivant le type d'essai simulé (oui = tous les essais, non = aucun essai)..... 136

Tableau 3.12. Evaluation du risque de contamination des échantillons d'eau collectés lors des essais par les matériaux et les équipements des réseaux de sortie des noues – résultats pour les paramètres majeurs 137

Tableau 3.13. Evaluation du risque de contamination des échantillons d'eau collectés lors des essais par les matériaux et les équipements des réseaux de sortie des noues – résultats pour les micropolluants 137

Tableau 3.14. Incertitudes analytiques des paramètres analysés..... 138

Tableau 3.15. Caractéristiques de l'instrumentation du pilote et détails sur la procédure de post-traitement..... 144

Tableau 3.16. Modélisation des incertitudes sur les variables mesurées sur le pilote ou sur les indicateurs de performance des noues pilotes 145

Tableau 4.1. Caractéristiques des essais réalisés sur les noues pilotes (n = nombre de tests) 155

Tableau 4.2. Nombre de suivis (en **gras**) de la conductivité électrique (EC) ou du pH en entrée/sortie(s) de noue pendant un essai de caractérisation des performances hydrologiques des noues 158

Tableau 4.3. Résultats de la première série d'essais sur les noues pilotes (automne – hiver 2017). Degré initial de saturation en eau de la partie centrale de la noue (Sr_{ini}) et augmentation maximale de son degré de saturation (ΔSr_{max}) ; débit moyen d'eau alimentant la noue Q_{in} (moyenne ± écart-type) ; volume entrant V_{in} (injecté artificiellement) et sortant V_{out} de la noue ; volume infiltré ou évapotranspiré V_{inf} entre le début de l'alimentation et la fin de la surverse ; volume de pluie précipitée V_{rain} sur la durée de l'évènement ; temps de réponse ($T_{lag\text{-}surf}$ et $T_{lag\text{-}sub}$) ; durée de l'évènement T ; abattements du débit de pointe en sortie de surface (ΔQ_p) et de drains (ΔQ_{sub}) ; abattement volumique ΔV..... 161

Tableau 4.4. Résultats de la deuxième série d'essais sur les noues pilotes (printemps – été 2018) 162

Tableau 4.5. Résultats des comparaisons entre les indicateurs obtenus lors des alimentations en tête et latérales (0,27 L/s) sur la noue standard (tests de Mann-Whitney). Les paramètres dont les distributions sont significativement différentes sont mis en gras..... 176

Tableau 4.6. Corrélations de Spearman (ρ) sur la première série de tests réalisée sur la noue standard (évènements « frequent low 1 » et « frequent high 1 » exclus de l'analyse en raison d'un $V_{rain} > 0,05*V_{in}$) 178

Tableau 4.7. Corrélations de Spearman (ρ) sur la seconde série de tests réalisée sur la noue standard 178

Tableau 4.8. Résultats des comparaisons entre les indicateurs obtenus lors des alimentations en tête et latérale (0,27 L/s) sur la noue de filtration (tests de Mann-Whitney). Les paramètres dont les distributions sont significativement différentes sont en gras..... 188

Tableau 4.9. Corrélations de Spearman (ρ) sur la première série de tests réalisée sur la noue de filtration (évènement « frequent low 1 » exclu de l'analyse en raison d'un $V_{rain} > 0,05*V_{in}$) 190

Tableau 4.10. Corrélations de Spearman (ρ) sur la seconde série de tests réalisée sur la noue de filtration..... 190

Tableau 5.1 (Table 1). Soil and geometric properties of the two pilot swales (mean ± standard deviation (n = 3))..... 204

Tableau 5.2 (Table 2). Characterisation of inflow quality 210

Annexes (Tableaux)

Tableaux du Chapitre 2

Tableau 0.1 (Table S1). Features of swale studies included in the database: swale identification (ID), facility scale, conditions of supply, site name with type of swale, location, catchment specifications, discharge area with discharge ratio, and references 249

Tableau 0.2 (Table S2). Design characteristics of swales included in the database 253

Tableau 0.3 (Table S3). Characteristics of swales analyzed for Total Suspended Solids (TSS) . 261

Tableau 0.4 (Table S4). Characteristics of swales analyzed for Total Phosphorus (TP) 264

Tableau 0.5 (Table S5). Characteristics of swales analyzed for Dissolved Phosphorus (DP) 267

Tableau 0.6 (Table S6). Characteristics of swales analyzed for Total Nitrogen (TN)..... 269

Tableau 0.7 (Table S7). Characteristics of swales analyzed for Total Kjeldahl Nitrogen (TKN) 271

Tableau 0.8 (Table S8). Characteristics of swales analyzed for oxydized nitrogen (NO_x^--N)..... 273

Tableau 0.9 (Table S9). Characteristics of swales analyzed for single nitrate (NO_3-N)..... 274

Tableau 0.10 (Table S10). Characteristics of swales analyzed for total lead (Pb_t)..... 276

Tableau 0.11 (Table S11). Characteristics of swales analyzed for total zinc (Zn_t)..... 278

Tableau 0.12 (Table S12). Characteristics for swales analyzed for total copper (Cu_t)..... 280

Tableau 0.13 (Table S13). Characteristics of swales analyzed for total cadmium (Cd_t) 282

Tableau 0.14 (Table S14). Characteristics of swales analyzed for dissolved lead (Pb_d)..... 284

Tableau 0.15 (Table S15). Characteristics of swales analyzed for dissolved zinc (Zn_d)..... 285

Tableau 0.16 (Table S16). Characteristics of swales analyzed for dissolved copper (Cu_d) 286

Tableau 0.17 (Table S17). Characteristics of swales analyzed for dissolved cadmium (Cd_d) .. 287

Tableau 0.18 (Table S18). Comparisons of the distributions of ER between swales fed by single inflow and swales fed by lateral inflow 288

Tableau 0.19 (Table S19). Comparisons of ERs related to swales with distinct soil material to highlight potential effect of materials on swale efficiency 289

Tableau 0.20 (Table S20). Comparisons of the distributions of ER between grassed and planted swales 290

Tableaux du Chapitre 5

Tableau 0.21 (Table S1). Hydraulic characteristics of the artificial 'test' events supplying the pilot swales during 2 h 292

Tableau 0.22 (Table S2). Details about spiking solutions 295

Tableau 0.23 (Table S3). Overview of chemical and hydraulic conditions for pilot test events (n = number of tests) 296

Tableau 0.24 (Table S4). Contaminant target concentrations in semi-synthetic runoff and observed concentrations at swale inlets. The observed concentrations for pyrene, phenanthrene and glyphosate were the total concentrations quantified in the synthetic runoff with no TSS added 296

Tableau 0.25 (Table S5). Initial contamination of the swale materials for trace metals and the 16 priority PAHs according to US-EPA 297

Tableau 0.26 (Table S6). Risk assessment of the contamination of samples from the water collection systems (automatic sampler and associated tubing + PVC pipe) – global parameters 297

Tableau 0.27 (Table S7). Risk assessment of the contamination of samples from the water collection systems (automatic sampler and associated tubing + PVC pipe) – trace metals 298

Tableau 0.28 (Table S8). Field blank tests using roof runoff in order to assess the soil leaching potential with respect to organic micropollutants 298

Tableau 0.29 (Table S9). Characteristics of the rain events that occurred just before or during pilot test events 299

Tableau 0.30 (Table S10). Initial outflow rate conditions (outflow just before the beginning of the test/maximum outflow during the test) 299

Tableau 0.31 (Table S11). Initial effective water saturation for the central parts of both the standard swale and the filtering swale (mean ± standard deviation) 300

Tableau 0.32 (Table S12). Water balance of the pilot swales 300

Tableau 0.33 (Table S13). Median (minimum, maximum) values observed for sampling efficiency; each sampler location is considered. 301

Tableau 0.34 (Table S14). Mean (minimum, maximum) values observed for TSS and total trace metal concentration reductions by the standard swale and the filtering swale; the swales were supplied

with 0.27 L/s runoff events. Mean (minimum, maximum) values observed for untreated stormwater are also given..... 301

Tableau 0.35 (Table S15). Mean (minimum, maximum) values observed for TSS and trace metal mass reductions by the standard swale and the filtering swale; the swales were supplied with 0.27 L/s runoff events. Mean (minimum, maximum) 302

Tableau 0.36 (Table S16). Mean (minimum, maximum) values observed for percentage of dissolved trace metal content in the total phase 302

Tableau 0.37 (Table S17). AMPA content quantified in stormwater 303

Tableau 0.38 (Table S18). Concentration reductions of trace metals observed under RRMS conditions (mean ± standard deviation) – TSS and trace metals..... 309

Tableau 0.39 (Table S19). Mass reductions of TSS and trace metals observed under RRMS conditions (mean ± standard deviation) 310

Tableau 0.40 (Table S20). Concentration reductions of organic micropollutants observed under RRMS conditions (mean ± standard deviation) 310

Tableau 0.41 (Table S21). Mass reductions of organic micropollutants observed under RRMS conditions (mean ± standard deviation) 310

Liste des symboles et des abréviations

AMPA *: 1-aminométhylphosphonate*
ANOVA *: Analyse de la variance*
ASCE *: American Society of Civil Engineers*
$A_{section}$ *: Aire de la section d'une noue*
BMP *Best Management Practices*
Cd *: Cadmium*
Cd_d *: Cadmium sous forme dissoute*
Cd_t *: Cadmium sous forme totale*
CEC *: Capacité d'échange cationique*
CETE *: Centre d'études techniques de l'équipement*
C_{liq} *: Concentration du contaminant dans la phase liquide*
COD *: Carbone organique dissous*
COFRAC *: Comité français d'accréditation*
COT *: Carbone organique total*
Cr *: Chrome*
CSTB *: Centre Scientifique et Technique du Bâtiment*
Cu *: Cuivre*
Cu_d *: Cuivre sous forme dissoute*
Cu_t *: Cuivre sous forme totale*
d_{60}/d_{10} *: Indicateur granulométrique sur les tailles de pores*
DBO5 *: Demande biochimique en oxygène pendant 5 jours*
DCO *: Demande chimique en oxygène*
DEM *: Débitmètre électromagnétique*
DN *: Diamètre nominal*
DON *: Azote organique dissous*
DP *: Phosphore sous forme dissoute*
e_a *: Pression de vapeur lors de la mesure*
EC *: Conductivité électrique (en µS/cm)*
EMC *: Concentration moyenne évènementielle*
e_s *: Pression de vapeur saturante*
ET *: Evapotranspiration*
ET_0 *: Evapotranspiration de référence*
ETMs *: Eléments traces métalliques*
FAO *: Food and Agriculture Organization of the United Nations*
FAWB *: Facility for Advancing Water Biofiltration*
f_{oc} *: fraction de carbone organique du sol*
g *: Accélération de la pesanteur*
G *: Densité de flux thermique du sol*
Glyphosate_d *: Glyphosate sous forme dissoute*
Glyphosate_t *: Glyphosate sous forme totale*
$\breve{g}$ *: Composante verticale de la vitesse locale de l'écoulement en surface d'une noue*
h *: Potentiel de pression dans le sol*
HAPs *: Hydrocarbures aromatiques polycycliques (PAH en anglais)*
h_f *: Charge de pression au frond d'humidification*
h_{max} *: Hauteur d'eau maximale dans une noue*
HRT : *Temps de séjour de l'eau à la surface de la noue*
HSG *: Hydrologic Soil Groups*
h_{surf} *: Charge de pression en surface*

IC95 *: Intervalle de confiance à 95%*
IFSTTAR *: Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux*
i_{GA} *: Taux d'infiltration (modèle de Green-Ampt)*
$i_{GA|p}$ *: Taux d'infiltration maximal du sol ou capacité d'infiltration après atteinte de la saturation (Green-Ampt)*
i_H *: Taux d'infiltration dans le sol (modèle de Horton)*
i_{H0} *: Taux d'infiltration initial (modèle de Horton)*
i_{Hf} *: Taux d'infiltration final (modèle de Horton)*
I_{in} *: Somme de l'intensité d'une pluie avec le débit d'entrée dans la noue par unité de longueur*
Infilt *: Taux d'infiltration (essais sur les noues pilotes)*
I_p *: Intensité de précipitation*
IQR *: Ecart interquartile*
ISBD *: International Stormwater BMP Database*
K *: Conductivité hydraulique*
k_{cb} *: Coefficient cultural de base*
K_d *: Coefficient de partition liquide-solide linéaire*
k_e *: Coefficient d'évaporation du sol*
K_{oc} *: Coefficient de partage carbone organique - eau*
K_{ow} *: Coefficient de partage octanol - eau*
Kp *: Perméabilité du sol d'une noue*
k_s *: Coefficient de stress hydrique*
K_s *: Conductivité hydraulique à saturation*
L *: Longueur d'une noue*
l_f *: Largeur du fond d'une noue*
LID *Low Impact Development*
LQ *: Limite de quantification*
l_t *: Largeur totale d'une noue*
MES *: Matières en suspension (TSS en anglais)*
MIT *: Durée inter-évènement*
N_{diss} *: Formes dissoutes de l'azote*
NH_3 *: Ammoniac*
NH_4^+ *: Ammonium*
Ni *: Nickel*
NO_2^- *: Nitrites*
NO_3^- *: Nitrates*
NO_x^--N *: nitrite + nitrate*
n_{rug} *: Coefficient de rugosité (Manning-Strickler)*
OC *: Teneur en carbone organique*
Pb *: Plomb*
Pb_d *: Plomb sous forme dissoute*
Pb_t *: Plomb sous forme totale*
PCBs *: Polychlorobiphényles*
P_{diss} *: Formes dissoutes du phosphore*
PEHD *: Polyéthylène Haute Densité*
Phenanthrene_d *: Phénanthrène sous forme dissoute*
Phenanthrene_t *: Phénanthrène sous forme totale*
PO_4^{3-} *: Orthophosphates*
PON *: Azote organique particulaire*
PSD *: Distribution de la taille des particules (particle size distribution)*
PVC *: Polychlorure de vinyle*
Pyrene_d *: Pyrène sous forme dissoute*
Pyrene_t *: Pyrène sous forme totale*
Q_{dim} *: Débit dimensionnant*
Q_{in} *: Débit d'eau entrant dans une noue lors d'un évènement pluvieux*

$Q_{in|moy}$ *: Débit moyen en entrée d'ouvrage*
Q_{inf} *: Débit d'eau infiltrée dans une noue*
Q_{over} *: Débit d'eau évacué à l'exutoire de surface d'une noue*
$Q_{p|in}$ *: Débit de pointe d'entrée*
$Q_{p|over}$ *: Débit de pointe de la surverse*
$Q_{p|sub}$ *: Débit de pointe en sortie de drains*
Q_{sub} *: Débit d'eau drainé par une noue*
R_0 *: Rayonnement solaire extra-terrestre*
RE_C *: Abattement en concentration*
RE_M *: Abattement en masse*
R_h *: Rayon hydraulique*
R_n *: Rayonnement net à la surface de la végétation*
R_{NSC} *: Ratio entre la surface de la noue et la surface active de la zone drainée*
RR *: Eau de toiture injectée dans le pilote* (roof runoff)
RRM *: Eau de toiture dopée avec des micropolluants organiques injectée dans le pilote (roof runoff with micropollutants)*
RRMS *: Eau de toiture dopée avec des micropolluants organiques et des sédiments (roof runoff with micropollutants and sediment)*
S *: Stock d'eau dans le sol d'une noue*
S_{ads} *: Quantité de contaminant adsorbée par masse de sol*
S_{EC} *: Coefficient de sécurité prenant en compte l'éventuel colmatage progressif du massif de la noue*
S_{inf} *: Surface d'infiltration de la noue*
Sr *: Degré de saturation en eau de la partie centrale d'une noue (ou symbole du strontium pour l'élément chimique)*
Sr_{ini} *: Degré de saturation initial*
SUDS *: Sustainable Urban Drainage Systems*
SWMM *: Storm Water Management Model*
t *: Temps*
T *: Durée d'un évènement associée à un essai sur une noue pilote*
TA *: Techniques Alternatives*
T_e *: Température moyenne journalière de l'air à 2 m de hauteur*
TKN *: Azote total Kjeldahl*
T_{lag} *: Temps de décalage du centroïde*
$T_{lag|surf}$ *: Temps de décalage entre les centroïdes de l'hydrogramme d'entrée et de l'hydrogramme de surface*
$T_{lag-sub}$ *: Temps de décalage entre les centroïdes de l'hydrogramme d'entrée et de l'hydrogramme de subsurface*
T_{max} *: Température journalière de l'air maximale*
T_{min} *: Température journalière de l'air minimale*
TN *: Azote total*
TP *: Phosphore total*
$T_{sej|sol}$ *: Temps de passage des eaux au sein du massif*
u *: Composante horizontale de la vitesse locale de l'écoulement en surface d'une noue*
u_2 *: Vitesse du vent à 2 m de hauteur*
USDA *: United States Department of Agriculture*
US-EPA *: United States - Environmental Protection Agency*
v *: Vitesse de l'eau*
$V_{eau-sol}$ *: Volume d'eau dans la matrice porale*
V_{ET} *: Perte volumique par évapotranspiration*
$V_{gaz-sol}$ *: Volume occupé par le gaz de la matrice porale*
V_{in} *: Volume d'eau apporté dans la noue par l'évènement pluvieux*
V_{inf} *: Volume d'eau infiltré dans le sol d'une noue*
V_{out} *: Volume total en sortie d'ouvrage*
V_{over} *: Volume d'eau évacué à l'exutoire de surface*

V_{sol-r} *: Volume d'eau contenu dans la partie centrale de la noue lorsque le massif est à la teneur en eau résiduelle*
$V_{sol-sat}$ *: Volume d'eau contenu dans la partie centrale d'une noue lorsque son massif est à l'état de saturation*
$V_{stock-surface}$ *: Volume d'eau stocké en surface dans une noue*
V_{sub} *: Volume drainé par une noue*
V_{t-sol} *: Volume total occupé par le sol d'une noue (ou une de ses couches de matériaux)*
WSUD *: Water Sensitive Urban Design*
Z_f *: Cote de profondeur du front d'humidification (Green-Ampt)*
Zn *: Zinc*
Zn_d *: Zinc sous forme dissoute*
Zn_p *: Zinc sous forme particulaire*
Zn_t *: Zinc sous forme totale*
γ *: Constante psychrométrique*
ΔQ_p *: Abattement du débit de pointe (surverse)*
ΔQ_{sub} *: Abattement du débit de pointe (sortie de drains)*
Δ_s *: Pente de la courbe de pression de vapeur saturante*
ΔSr_{max} *: Augmentation maximale du degré de saturation Sr*
ΔV *: Abattement volumique*
ε *: Porosité (totale) d'un matériau (sol)*
θ_{fc} *: Teneur en eau volumique à la capacité au champ*
θ_{lat} *: Pentes latérales d'une noue*
θ_{long} *: Pente longitudinale d'une noue*
θ_r *: Teneur en eau résiduelle*
θ_s *: Teneur en eau volumique à saturation*
θ_v *: Teneur en eau volumique*
θ_{vr} *: Teneur en eau volumique résiduelle*
ρ_{ap} *: Masse volumique apparente d'un matériau (ou d'un sol)*
ρ_s *: Masse volumique spécifique d'un matériau*
τ *: Taux d'augmentation horaire du volume sortant des drains de la noue*
τ_x *: Contraintes horizontales dues au frottement de l'eau avec le fond de la noue*
τ_y *: Contraintes verticales dues au frottement de l'eau avec le fond de la noue*
ψ_f *: Succion au front d'humidification (Green-Ampt)*

Introduction générale



Retour des espaces végétalisés au cœur des villes pour réduire les nuisances liées à l'urbanisation

Contexte

L'urbanisation des territoires a engendré une imperméabilisation des surfaces qui a eu des répercussions notables sur le cycle hydrologique (Arnold and Gibbons, 1996) (Figure 0.1). Elle est responsable de l'augmentation des débits et des volumes d'eau rejetés aux exutoires des bassins versants en temps de pluie (Leopold, 1968), se traduisant par un risque d'inondation accru lors d'évènements extrêmes. Elle est aussi responsable des diminutions des espaces végétalisés et des surfaces potentielles d'infiltration des eaux pluviales, réduisant les volumes d'eau évapotranspirés et infiltrés à l'échelle du bassin versant (McGrane, 2016). Ces réductions entraînent une diminution des niveaux des nappes phréatiques et une accentuation des étiages des cours d'eau en périodes sèches.

Par ailleurs, l'urbanisation des territoires s'est accompagnée d'une multiplication des activités humaines – trafic automobile, fumées issues des appareils de chauffage domestiques, utilisation de produits d'entretien, traitement des matériaux de construction (toitures, façades, etc.), épandage de pesticides – qui sont responsables d'émissions diffuses de polluants qui dégradent la qualité des eaux de ruissellement (Petrucci et al., 2014). Les principaux contaminants des eaux de ruissellement sont des

matières en suspension (MES), des nutriments (azotés et phosphorés), des pathogènes, des micropolluants inorganiques (p.ex. éléments traces métalliques (ETMs)) et organiques (p.ex. hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs)) (Barbosa et al., 2012; Ingvertsen et al., 2011). Cette qualité d'eau dégradée, cumulée à des volumes ruisselés plus élevés, concourt à l'augmentation des flux polluants déversés dans les milieux récepteurs, rivières et eaux souterraines, menaçant à terme leur intégrité (Truchot et al., 1994).

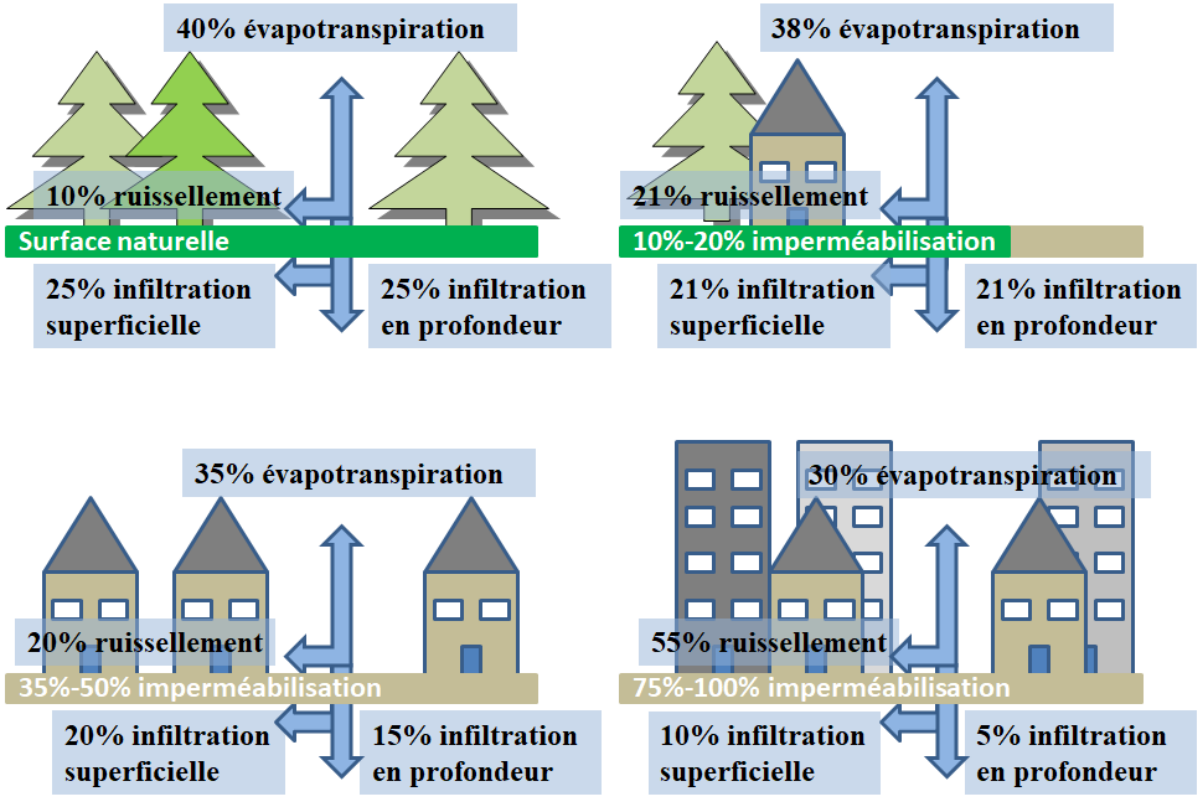


Figure I.1 Evolution des composantes du bilan hydrologique en fonction du taux d'imperméabilisation des sols (d'après Arnold and Gibbons (1996))

Les systèmes traditionnels de gestion des eaux de ruissellement (canalisations enterrées) ne permettant pas de lutter efficacement contre ces nuisances (Mitchell, 2006; Roy et al., 2008), de nouvelles approches émergent depuis une trentaine d'années. Ces dernières sont basées sur une gestion décentralisée des eaux de ruissellement en les recueillant à la source (Petrucci et al., 2013) ; elles ont été pensées pour fonctionner en complément ou indépendamment des réseaux traditionnels (Ellis et al., 2005). Elles sont connues sous différentes appellations dans le monde (Fletcher et al., 2015) : low impact development (LID) et best management practices (BMP) en Amérique du Nord et en Nouvelle-Zélande, water sensitive urban design (WSUD) en Australie, sustainable urban drainage systems au Royaume-Uni (SUDS), et techniques alternatives (TA) en France. Elles asurent souvent plusieurs fonctions, (i) hydrologique (Fletcher et al., 2013) – réduire et retarder la montée du pic de débit de pointe, contrôler les volumes ruisselés (Zhou, 2014) ou augmenter l'infiltration (Bonneau et al., 2017) – (ii) et/ou épuratoire – réduire les rejets de flux polluants dans les milieux naturels (Ahiablame et al., 2012) – (iii)

et/ou paysagère (Charlesworth et al., 2013), (iv) et/ou écologique (restauration de la biodiversité) (Woods Ballard et al., 2015).

Sur le plan hydrologique, le contrôle du ruissellement à la source s'appuie principalement sur deux catégories d'ouvrage : les techniques dites de « stockage-restitution » et celles d'abattement des volumes (Sage, 2016). Le fonctionnement des techniques de « stockage-restitution » consiste, dans un premier temps, à capter plus ou moins temporairement le ruissellement. Les volumes d'eau recueillis sont ensuite restitués en aval (réseau d'assainissement, milieu récepteur ou autres techniques de traitement du ruissellement) à des degrés de rejet variables (aucun rejet, rejet partiel, restitution totale). A la différence des techniques de stockage-restitution, les techniques d'abattement des volumes ont pour objectif premier d'assurer par infiltration et, à un degré moindre, par évapotranspiration, l'abattement des pluies courantes (Sage, 2016).

Sur le plan épuratoire, une grande majorité de ces infrastructures est aussi capable de contrôler les flux de contaminants vers l'aval (Sage et al., 2015). Néanmoins, l'efficacité de chaque système en termes d'abattement de la pollution peut varier suivant le type de polluant et la qualité des eaux l'alimentant (pH, conductivité, salinité, concentrations en polluants). L'abattement de la pollution est aussi conditionné par les caractéristiques intrinsèques de l'ouvrage (dimensions, matériaux, couvert végétal) et par son fonctionnement hydrologique (canalisation, stockage en surface, infiltration) (Scholes et al., 2008).

En outre, il existe une grande diversité d'ouvrages de gestion à la source en termes de dimensions (géométrie de l'ouvrage, ratio surface de l'ouvrage/zone contributive) et de composition structurelle (matériaux, type de végétation) (Ahiablame et al., 2012; Hager et al., 2019). Parmi les principales techniques de « stockage-restitution », peuvent être différenciées les tranchées drainantes, les noues, les cellules de biorétention/biofiltration, les jardins de pluie, les bandes enherbées, les parkings perméables et les toitures végétalisées (Moore et al., 2018). Ces ouvrages, souvent végétalisés, sont caractérisées par une plus faible emprise au sol que celle des ouvrages ciblant l'abattement des volumes. Ces derniers sont conçus pour capter de plus grands volumes d'eaux pluviales ; ils correspondent à des bassins de rétention ou d'infiltration (sec ou en eau) et à des zones humides (*wetlands* en anglais).

Au vu de tous les éléments précités, les aménageurs peuvent choisir au sein d'un panel diversifié d'ouvrages pour mettre en place une approche de gestion décentralisée des eaux de ruissellement. Leurs choix prennent généralement en considération, en premier lieu, les performances hydrologiques (abattement des volumes, réduction des débits de pointe) et, en second lieu, les performances épuratoires (réductions des concentrations et des flux polluants) associées à chaque type d'ouvrage, mais aussi les caractéristiques de la zone drainée (morphologie, occupation des sols, topographie) et les coûts de construction et de maintenance associés (Burkhard et al., 2000; Revitt et al., 2003).

Face à ces critères de sélection, les noues, de larges fossés végétalisés, sont des outils en plein essor dans les pays anglo-saxons (Lucke et al., 2014) et en France (Piel, 2013) pour gérer les eaux pluviales de zones périurbaines (Bressy et al., 2014) ou les eaux de voirie (Flanagan et al., 2018; Leroy et al., 2016; Winston et al., 2012a). Les noues feraient partie des outils d'infiltration les plus plébiscités par les aménageurs en Europe du fait de leurs faibles coûts de construction (de 7 à 20 €/m3 d'eau stocké d'après Lille Métropole Communauté Urbaine and CETE Nord - Picardie (2012)) et de leur facilité d'intégration dans l'espace urbain (Dierkes et al., 2000). L'implantation de noues serait ainsi particulièrement adaptée à la gestion du ruissellement dans les zones urbaines pauvres en espace foncier (Pierre et al., 2019) et pourrait même remplacer, à termes, des portions de réseaux enterrés traditionnels (Revitt et al., 2003).

Historiquement, les noues ont été aménagées pour répondre à un objectif hydrologique de canalisation des flux d'eau. Leur dimensionnement reposait sur un fonctionnement hydraulique de l'ouvrage par rapport à un évènement extrême (p.ex. canalisation des flux d'eau générés par une pluie décennale). Néanmoins, la conception de ces ouvrages s'est développée depuis une trentaine d'années à tel point qu'il existe aujourd'hui une grande diversité de noues en termes de géométrie (longueur, largeur, pente), de matériaux de conception (sol local plus ou moins perméable, matériaux filtrants très perméables), de couvert végétal (noue enherbée, noue plantée) et d'équipements additionnels (drains, cloisons, zones de prétraitement) (Gavrić et al., 2019a; Woods Ballard et al., 2015). Ce développement a eu des répercussions positives sur leur capacité de gestion des eaux de ruissellement, certaines conceptions de noues (noues de filtration) offrant des perspectives prometteuses en termes de gestion des flux polluants (Gavrić et al., 2019a; Monrabal-Martinez et al., 2018). En revanche, les évaluations portant sur l'influence des choix de ces paramètres de conception sur les performances hydrologiques et épuratoires de la noue sont rares. Elles sont pourtant nécessaires pour mieux identifier les facteurs affectant les performances des noues afin de pouvoir optimiser leur conception et leur implantation.

Par ailleurs, les études expérimentales portant sur les performances hydrologiques et/ou épuratoires des noues ont surtout concerné les noues « standards », correspondant aux noues servant traditionnellement à la canalisation des flux d'eau et pour lesquelles l'infiltration n'est pas forcément favorisée par leur conception. Sur le plan hydrologique, ces études ont souligné les capacités des noues standards à contrôler les volumes générés par les petits évènements pluvieux et à canaliser les flux générés par les pluies plus sévères (Davis et al., 2012; Rujner et al., 2018a; Winston et al., 2019; Yousef et al., 1985; Yu et al., 2001). Sur le plan épuratoire, les noues standards seraient capables d'abattre les MES (Bäckström, 2002; Deletic and Fletcher, 2006; Lucke et al., 2014; Stagge et al., 2012) et les ETMs totaux (Bäckström et al., 2006; Stagge et al., 2012) suivant leurs niveaux de contamination dans les eaux de ruissellement. En revanche, très peu d'études se sont intéressées aux capacités épuratoires des noues standards vis-à-vis des micropolluants organiques comme les HAPs ou les pesticides.

De plus, les évaluations des performances hydrologiques et épuratoires des noues spécifiquement conçues pour contrôler les volumes et épurer les eaux de ruissellement générées par des évènements fréquents (noue de filtration) sont rares. De telles études sont pourtant nécessaires pour évaluer les réels bénefices des noues de filtration par rapport aux noues standards afin de promouvoir leur installation auprès des aménageurs. Sur le plan hydrologique, une étude pilote de deux noues de filtration a démontré leur capacité à contrôler efficacement les volumes ruisselés (Monrabal-Martinez et al., 2018). Une étude comparant les fonctionnements hydrologiques d'une noue de filtration et d'une noue standard vis-à-vis des évènements les plus fréquents apparaît comme nécessaire pour vérifier les intérêts respectifs de ces deux types de conception. Sur le plan épuratoire, une étude récente sur une noue de biofiltration aménagée en bords de route a confirmé leur capacité à abattre efficacement (~ 90%) les MES et les micropolluants majoritairement présents sous forme particulaire (ETMs comme le plomb ou le zinc, et les HAPs) (Flanagan et al., 2018). Une autre étude sur des noues de filtration aménagées dans un parking a souligné leur capacité à abattre les MES (~ 50%) et le zinc dissous (~ 70%) (Cederkvist et al., 2016). Il est important de poursuivre les évaluations de l'efficacité épuratoire des noues de filtration vis-à-vis des MES, des ETMs et des HAPs, tout en analysant leur capacité vis-à-vis d'autres micropolluants comme les pesticides. En outre, une comparaison entre les efficacités épuratoires d'une noue de filtration et d'une noue standard apparaît comme nécessaire pour statuer sur les bénéfices de l'aménagement de ce type de noue « amélioré » en termes de gestion des flux polluants.

Projet de recherche

Cette thèse s'inscrit dans le cadre du projet de recherche Matriochkas, qui a pour objectif d'évaluer les performances hydrologiques et épuratoires (notamment vis-à-vis des micropolluants) des ouvrages de gestion des eaux pluviales. Pour cela, un site pilote (aménagé dans le cadre de cette thèse) et trois ouvrages de terrain localisés dans l'agglomération nantaise - un bassin en eau, un bassin sec et une noue - ont été étudiés. Les travaux de cette thèse coïncident avec la tâche 3 du projet Matriochkas et s'intéressent notamment aux fonctionnements hydrologiques et épuratoires d'une noue de filtration et d'une noue standard à l'échelle pilote.

Objectifs de la thèse

L'objectif principal de ce travail de thèse est d'améliorer les connaissances sur les performances épuratoires et hydrologiques des noues et d'identifier leurs paramètres d'influence afin d'optimiser leur conception et leur implantation sur le terrain. L'approche méthodologique se décompose en deux volets : un travail d'analyse statistique sur des données extraites de la littérature et un travail expérimental, à l'échelle pilote, sur deux noues aménagées dans le cadre de cette thèse. Les objectifs spécifiques de la thèse sont :

- d'évaluer les performances épuratoires des noues vis-à-vis des polluants les plus fréquemment étudiés dans la littérature, les MES, les nutriments et les ETMs et d'identifier les paramètres

(paramètres de conception de la noue, caractéristiques de l'alimentation) pouvant affecter leurs abattements par les noues ; ces objectifs s'appuient sur la constitution et l'analyse d'une base de données spécifique

- d'aménager un dispositif pilote fonctionnel permettant d'évaluer le fonctionnement et les performances hydrologiques et épuratoires de deux types de noues contrastés de par leurs matériaux de contruction

- de développer la compréhension du fonctionnement hydrologique d'une noue standard et d'une noue de filtration, principalement vis-à-vis des évènements pluvieux les plus fréquents (petites pluies)

- de caractériser et de comparer les efficacités épuratoires d'une noue standard et d'une noue de filtration vis-à-vis des MES, des ETMs, de deux HAPs prépondérants dans les eaux de ruissellement (pyrène et phénanthrène) et du glyphosate, l'herbicide le plus utilisé au monde.

Structure du manuscrit

Le présent manuscrit de thèse est organisé en cinq chapitres :

- Le Chapitre 1 présente l'état de l'art des connaissances vis-à-vis (i) de la conception des noues, (ii) de leurs fonctionnements et performances hydrologiques, ainsi que (iii) de leurs fonctionnements et performances épuratoires

- Le Chapitre 2 présente la base de données spécifiquement constituée à partir des données de la littérature ainsi que les résultats des analyses statistiques effectuées sur cette base de données

- Le Chapitre 3 présente le dispositif pilote et la méthodologie expérimentale mise en place pour étudier les fonctionnements hydrologiques et épuratoires des deux noues aménagées

- Le Chapitre 4 présente les résultats liés au fonctionnement et aux performances hydrologiques des deux noues pilotes

- Le Chapitre 5 présente les résultats liés au fonctionnement et aux performances épuratoires des deux noues pilotes

Chapitre 1. **Etat de l’art sur les performances hydrologiques et épuratoires des noues**









L'aménagement de noues pour gérer à la source les eaux de ruissellement est en plein essor depuis une trentaine d'années. Sur cette période, les noues ont connu une importante diversification en termes de conception et de fonctions. L'objectif de ce premier chapitre est de faire le point sur (i) les différents types de noues, (ii) l'état des connaissances concernant le fonctionnement hydraulique et les performances hydrologiques des noues, (iii) les sources et les caractéristiques des polluants majoritairement suivis dans les études antérieures sur les noues (MES, nutriments, métaux) ainsi que sur celles des micropolluants qui seront suivis dans le cadre de ce travail de thèse (HAPs et glyphosate) et (iv) les principaux processus de traitement relatifs à chaque polluant. Les performances épuratoires des noues vis-à-vis des MES, nutriments et des métaux y sont brièvement présentées, une analyse spécifique leur étant consacrée dans le deuxième chapitre. Enfin, les performances épuratoires des noues vis-à-vis des HAPs et du glyphosate ont été synthétisées dans ce chapitre.

1. Généralités sur les noues

1.1. Définition et fonction des noues

1.1.1. Définition de l'objet « noue »

Les noues sont visuellement proches de fossés linéaires, larges et peu profonds. Leurs profils géométriques sont assez variables et dépendent du cahier des charges de l'aménageur mais aussi de l'espace disponible sur le site, de critères d'accessibilité et de sécurité (Conseil Général Hauts-de-Seine, 2010). L'aspect d'une noue dépend ainsi largement des choix retenus lors de sa conception en termes de section (trapézoïdale, parabolique, triangulaire, rectangulaire), de longueur (quatre à une centaine de mètres), de largeur (dizaines de centimètres à plusieurs mètres), de pentes longitudinales et latérales (Woods Ballard et al., 2015). De plus, le profil en long de la noue peut être linéaire ou délimité par des cloisons qui ont pour but d'optimiser la régulation hydraulique du ruissellement au sein de l'ouvrage (augmentation du temps de séjour en surface) (Davis et al., 2012). Par ailleurs, les noues comprennent le plus souvent un couvert végétal, qui peut être assez simpliste (gazon) – la noue est dite enherbée - ou plus diversifiée en termes d'espèces plantées (plantes de zones humides, plantes favorisant le maintien du sol) – la noue est dite plantée (Figure 1.1). La couverture végétale est non seulement susceptible d'améliorer les performances des noues d'un point de vue hydraulique (force de résistance hydraulique) (Kirby et al., 2005) et épuratoire (Leroy et al., 2016), mais contribue aussi à l'amélioration de la biodiversité (Kazemi et al., 2011) et est profitable, d'un point de vue esthétique, à leur intégration dans le « paysage » urbain. Il est aussi possible de concevoir des noues dépourvues de végétation. Ces dernières sont alors dotée d'un lit de gravier (Roseen et al., 2009), d'un paillage ou d'un sol nu (Johnson et al., 2003; Yousef et al., 1985) (Figure 1.1).

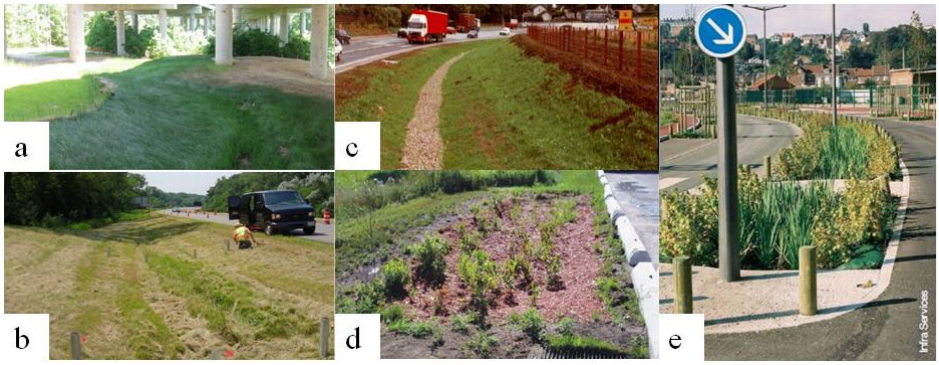


Figure 1.1. Diversité de la couverture d'une noue. a noue enherbée (Luell, 2011). b noue enherbée (Ahmed et al., 2014a). c noue doté d'un lit central empierré (Jefferies, 2004). d noue plantée recouverte d'un paillis (Toronto and Region Conservation Authority, 2008). e noue plantée (Infra Services - Conseil Général Hauts-de-Seine (2010))

1.1.2. Typologie des noues

La diversité visuelle d'une noue l'est aussi d'un point de vue typologique. Généralement, quatre grands types de noues sont distingués dans la littérature technique anglo-saxonne en fonction de leur conception et de leur fonctionnement hydraulique (Clar et al., 2004; Melbourne Water, 2013; Storey et al., 2009; Woods Ballard et al., 2015) : les noues standards (« standard swales »), les noues sèches (« dry swales »), les noues humides (« wet swales ») et les noues de biorétention/biofiltration (« bioswales ») (Figure 1.2).



Figure 1.2. Types de noues. a noue standard de bord de parking (Roinas, 2015). b noue standard de zone résidentielle (North Carolina Division of Water Quality, 2007). c noue sèche présentant un sol non remanié (Winston et al., 2012b). d noue sèche présentant un sol remanié (Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010). e noue humide (Winston et al., 2012b). f noue de biorétention (Toronto and Region Conservation Authority, 2008)

Les noues standards, les noues sèches et les noues humides sont des ouvrages pouvant exister de façon naturelle alors que les noues de biorétention/biofiltration sont exclusivement aménagées par l'homme. Les noues standards correspondent à des dépressions végétalisées naturelles ou à des noues enherbées terrassées artificiellement. Ce type de noue est le premier à avoir été mis en service dans les années 1980 pour canaliser les eaux de voirie (Anderson, 1982; Yousef et al., 1987). Les noues sèches peuvent faire référence à des ouvrages dotés d'un sol sableux, capable de drainer complètement un évènement pluvieux avant l'arrivée du suivant (Winston et al., 2012b). Elles désignent aussi des ouvrages construits avec un sol remanié, optimisé pour infiltrer et/ou filtrer les polluants véhiculés par les eaux pluviales (Revitt et al., 2017). Les noues humides sont caractérisées par la présence quasi continue d'eaux stagnantes en raison de l'état hydrique de leur sous-sol, souvent proche de la saturation (noue proche du niveau haut de la nappe phréatique) (Winston et al., 2012a). Ces conditions hydriques restrictives imposent d'utiliser des macrophytes (plantes aquatiques) pour développer leur couvert végétal. Les noues de biorétention/biofiltration se rapportent à des ouvrages à la conception potentiellement très artificielle du point de vue de leurs matériaux constitutifs et de leur agencement. Leur construction emploie plusieurs types de matériaux, répartis en strates de différentes épaisseurs au sein de l'ouvrage. Un ou plusieurs drains et/ou une membrane d'étanchéité isolant le massif du sous-sol adjacent peuvent y être installés pour des besoins hydrauliques (contrôle du drainage) ou pour se prémunir de tout risque de contamination du milieu environnant (suintement d'eau contaminée vers les horizons plus profonds) (Toronto and Region Conservation Authority, 2008).

En France, la typologie des noues se révèle être liée à leurs fonctions. Ainsi, Azzout et al. (1994) définirent deux catégories de noues en fonction de leurs performances hydrauliques : les noues de rétention, propices à l'écrêtement des débits, et les noues d'infiltration, capables de réguler les débits de pointe et d'abattre les volumes ruisselés. Plus récemment, Gromaire et al. (2011) ont catégorisé les noues suivant leur fonctionnement hydraulique vis-à-vis de types de pluie distincts :

- les noues de transport, caractérisées par un court temps de séjour des eaux en surface indépendamment de l'intensité de la pluie, ont pour but premier de canaliser le ruissellement.
- les noues de stockage, capables d'assurer une gestion hydraulique des pluies fortes.
- les noues de stockage et de rétention, dotées d'un fonctionnement modulé suivant l'intensité de la pluie (rétention des petites pluies et stockage-restitution des pluies fortes).

1.1.3. Fonctions des noues

L'aspect et la fonction d'une noue ont évolué depuis leur introduction en tant qu'outil de gestion des eaux pluviales (Clar et al., 2004). De simple fossés végétalisés réduits à un rôle de transport du ruissellement vers l'aval (Chow, 1959; Wang et al., 1980), les noues sont aujourd'hui considérées comme des outils capables d'abattre les pluies par infiltration (Davis et al., 2012; Rujner et al., 2018a),

de participer au rechargement des nappes d'eau souterraines (Storey et al., 2009) et de piéger une partie de la charge polluante véhiculée par les eaux de ruissellement (Leroy et al., 2016).

Les fonctions hydrauliques et épuratoires des noues sont tributaires de leurs conceptions. Les fonctions hydrauliques varient de la simple canalisation des eaux vers l'aval (noue de transport) à la rétention et à l'abattement des volumes ruisselés (noue de stockage) (Macdonald and Jefferies, 2003). Les fonctions épuratoires des noues vont de l'abattement des MES (Deletic and Fletcher, 2006; Lucke et al., 2014), possibles dans tous les types de noues, à la filtration des polluants particulaires voire au traitement partiel de la pollution dissoute (nutriments et micropolluants), fonctions *a priori* plutôt ciblées par les noues de biorétention/biofiltration (Flanagan et al., 2018; Jiang et al., 2017).

Des fonctions esthétique et sociale sont aussi attribuées aux noues implantées en milieu urbain (Loperfido et al., 2014). D'une part la construction de noues végétalisées profite à la déconnexion des zones imperméabilisés (Yang and Li, 2013). D'autre part elle peut bénéficier au développement de zones récréatives (chemin de promenade, aires de jeux) (Smaniotto Costa et al., 2015) (Figure 1.3). Par ailleurs, les noues seraient aussi bénéfiques pour réduire l'intensité des îlots de chaleur urbains (Gunawardena et al., 2017).



Figure 1.3. Bénéfices de l'intégration des noues en milieu urbain : valorisations sociales et paysagère (Smaniotto Costa et al., 2015)

1.1.4. Lieux d'implantation

Les noues peuvent être adaptées pour gérer le ruissellement généré par des environnements variés. Les noues sont implantées en bordure de voies rapides (Davis et al., 2012; Flanagan et al., 2018), de routes secondaires (Purvis et al., 2018; Wu and Allan, 2018), de voiries urbaines (artères urbaines, routes secondaires, parking) (Andrés-Valeri et al., 2014; Jiang et al., 2017; Leroy et al., 2016; Rushton, 2001; Xiao et al., 2017) ou dans des espaces d'habitats maîtrisés (p.ex. éco-quartiers, zones résidentielles), moyennement ou peu densifiés (Bressy et al., 2014; Deletic and Fletcher, 2006; Lloyd et al., 2001). En dépit de toutes ces possibilités, les noues servent le plus souvent à la gestion des eaux de ruissellement

routier, notamment du fait de leur linéarité qui sied parfaitement au profil d'une route (Woods Ballard et al., 2015).

En outre, la zone d'implantation d'une noue doit remplir plusieurs critères. En premier lieu, il convient de se référer à la taille et à la topographie de la zone contributive avant de dimensionner l'ouvrage. La taille et le taux d'imperméabilisation de la zone drainée influent sur les volumes d'eau que la noue devra traiter : plus la zone est grande et imperméabilisée, plus les volumes d'eau à réguler seront conséquents. Quant à la pente de la zone contributive, elle est susceptible d'influer sur les débits d'entrée dans la noue. Ces éléments sont donc pris en compte dans la littérature d'aide à la conception (guides techniques), qui fixe des valeurs seuils de taille et/ou de pente à ne pas dépasser pour la future zone drainée, sous peine d'y exclure l'implantation d'une noue. De plus, la taille de la zone drainée est très souvent incluse dans le dimensionnement de la noue à travers des limites surface de noue/surface d'apport du ruissellement (R_{NSC}) à ne pas excéder. Ces limites sont variables suivant le guide considéré, et peuvent être comprises entre 2 ha (Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010) et 20 ha (Storey et al., 2009) pour la taille maximale de la zone drainée. Concernant la topographie de la zone d'apport, le manuel du Washington State Department of Ecology (2014) préconise de limiter dans la mesure du possible l'aménagement de noues de biorétention/biofiltration en bordure de chaussées inclinées à plus de 6%.

Par ailleurs, les possibilités d'implantation d'une noue peuvent être contraintes par la configuration du sous-sol environnant (nappe d'eau souterraine et qualité de sol). Des restrictions sur la distance entre le fond de la noue et la limite haute de la nappe phréatique sont souvent émises pour réduire les risques de contamination des aquifères par percolation d'effluents contaminés. La profondeur de l'horizon de sol rocheux le plus proche du fond de la noue est plus rarement considéré. Dans le cas d'une position rapprochée, elle est pourtant susceptible de nuire au drainage de la noue. A ce titre, certains guides techniques conseillent de respecter une distance de sécurité entre le fond de la noue et une nappe souterraine ou un fond rocheux comprise entre 30 cm et 1 m (Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010; Storey et al., 2009)

1.2. Conception et aménagement d'une noue

1.2.1. Paramètres de conception d'une noue

La conception d'une noue revient à définir (i) sa géométrie, (ii) ses matériaux de conception et (iii) ses équipements pour optimiser son fonctionnement (optionnel).

1.2.1.1. Paramètres géométriques

En termes de géométrie, les principaux paramètres à considérer sont (Figure 1.4) :

- la surface de la noue et le ratio surface de la noue/surface active (R_{NSC}). Ce ratio donne une première indication sur la capacité de régulation hydraulique de l'ouvrage en termes de flux hydriques entrant par rapport à la surface disponible pour les gérer. Plus R_{NSC} est proche de 0, plus les volumes à traiter par la noue seront importants et inversement pour un R_{NSC} proche ou supérieur à 1. L'objectif étant de maximiser le rapport entre emprise au sol de la noue et bénéfices attendus des traitements, les ratios R_{NSC} préconisés dans les guides anglo-saxons et européens varient généralement entre 5% et 20 % (Beenen and Boogaard, 2007; Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010).

- la section de la noue. Elle est le plus souvent triangulaire ou trapézoïdale, mais peut être parabolique ou plus rarement rectangulaire (dans des études expérimentales). La forme trapézoïdale est couramment préconisée par les guides de conception puisqu'elle offrirait une meilleure régulation hydraulique du ruissellement et prolongerait la durée de vie de l'ouvrage en limitant son érosion (Woods Ballard et al., 2015).

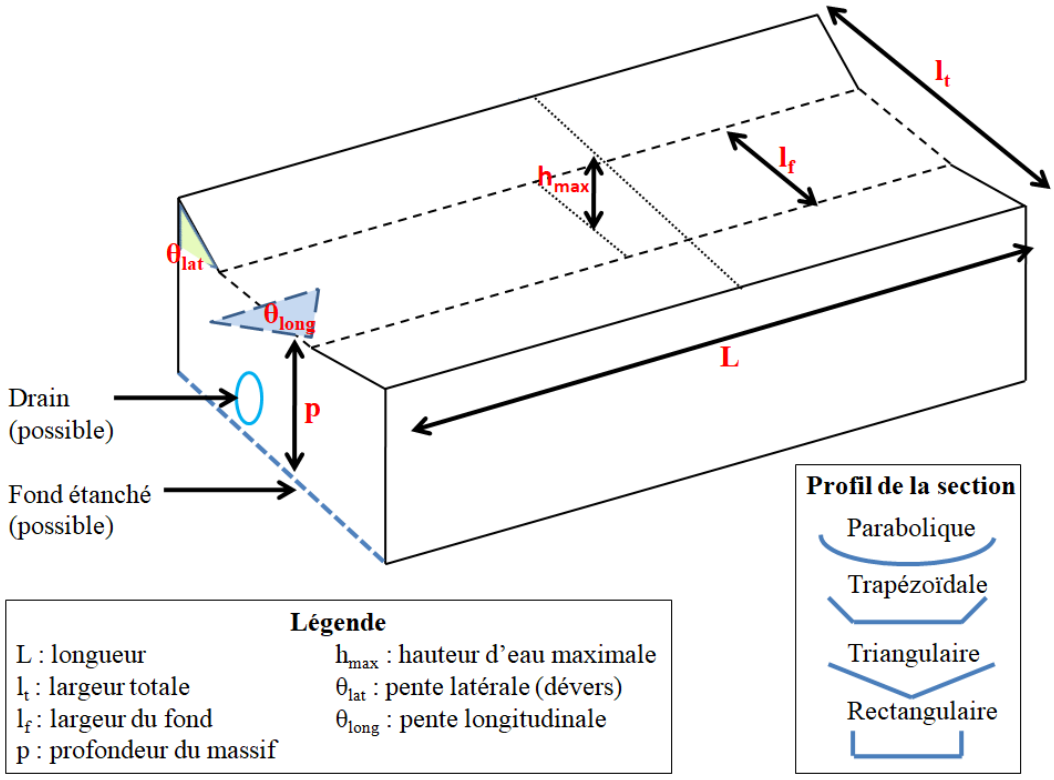


Figure 1.4. Schéma conceptuel d'une noue

- la longueur de la noue (L). C'est un paramètre géométrique majeur à considérer en raison de son influence sur le temps de séjour de l'eau en surface, une variable clé dans les gestions hydrauliques et épuratoires du ruissellement par la noue (Bäckström, 2002; Deletic and Fletcher, 2006; Yu et al., 2001). A titre d'exemple, la majorité des guides de conception provenant des Etats-Unis mentionne des longueurs minimales de noue comprises entre 30 et 60 mètres (Storey et al., 2009). Néanmoins, des longueurs de noue plus réduites (< 10 m) sont aussi possibles dans

le cas de petites zones contributives (toitures, parkings) (LaBarre et al., 2016; Toronto and Region Conservation Authority, 2008).

- la largeur de la noue. Suivant la forme de la section de la noue, une ou deux largeurs peuvent être distinguées : la largeur totale de l'ouvrage (l_t), séparant les sommets des deux talus, et la largeur du fond de la noue (l_f). Pour des raisons d'intégration le long de zones imperméabilisées linéaires (éléments de voirie) et de limitation de l'emprise au sol, l_t n'excède d'ordinaire pas les 2 à 4 m de large en milieu urbain.

- la hauteur de rétention d'eau maximale en surface (h_{max}), qui correspond à la profondeur de la noue. Cette cote est normalement atteinte lors du passage de l'évènement dimensionnant (dimensionnement hydraulique).

- la pente longitudinale (θ_{long}). Elle correspond à l'inclinaison du fond de la noue par rapport à l'horizontale. L'inclinaison de la noue a des répercussions sur ses performances hydraulique et épuratoire en termes de débit et de temps de séjour en surface, mais aussi sur le maintien de sa topographie. Typiquement, ces éléments sont pris en considération par les guides techniques, qui préconisent des valeurs de θ_{long} comprises entre 1 et 6 % (Storey et al., 2009; Woods Ballard et al., 2015). Une pente trop faible ($\theta_{long} < 1\%$) accroîtra le risque d'eau stagnante visible à la surface de la noue, ce qui peut nuire au bon développement du couvert végétal et augmenter le risque de prolifération de moustiques. Les effets d'une pente trop prononcée (C > 5-6 % voir 2-3 %), à savoir un risque rapide d'érosion de la noue et des diminutions du temps de séjour en surface et du potentiel de réduction des débits, peuvent être contrecarrés en aménageant à intervalles réguliers dans la noue des cloisons ou des déversoirs. Par ailleurs, il est à noter que le passage répété d'évènements au sein de la noue entraînera des modifications de son état de surface (García-Serrana et al., 2018a), nuisant à la préservation de l'uniformité de θ_{long} sur la durée de vie du système.

- les pentes des dévers (pentes latérales θ_{lat}). Elles sont d'ordinaire identiques pour chaque talus, même s'il existe des exceptions (Winston et al., 2012a). Elles sont généralement limitées à 33% voir 25% pour préserver la stabilité de l'ouvrage (limiter l'érosion).

1.2.1.2. Matériaux de conception

1.2.1.2.1. Sol d'une noue

- Généralités : porosité, structure et texture

Le sol d'une noue (volume total $V_{t\text{-}sol}$) peut être assimilé à un milieu poreux bi- ou tri-phasique suivant son état de saturation hydrique ; les phases suivantes sont en général distinguées :

- Une phase solide ou « matrice solide », constituée d'une fraction minérale (grains et agrégats) et d'une fraction organique (microorganismes et êtres vivants),

- Une phase liquide, constituée par les solutés présents dans le sol ; on note son volume $V_{eau\text{-}sol}$,

- Une phase gazeuse, constituée principalement d'air piégé dans la porosité du sol ; la proportion volumique de cette phase peut être négligée lorsque le massif de la noue est saturé en eau. Ce cas de figure est possible lors du drainage d'un évènement extrême ou pour une noue humide. On note son volume $V_{gaz\text{-}sol}$.

L'agencement entre ces trois phases peut être très variable suivant les techniques de construction (p.ex. compactage mécanique réduisant les vides) et les matériaux utilisés. Les phases gazeuse et liquide constituent les vides du milieu, à travers lesquels s'effectuent les écoulements ; ils forment l'espace poral.

Comme pour tout sol, la description physique du massif de la noue repose sur trois paramètres : la porosité, la structure et la texture (Lamy, 2008). Ces éléments commandent la totalité des propriétés physico-chimiques du sol d'une noue, notamment les transferts hydriques au sein de l'ouvrage et les échanges avec l'eau et l'air.

La porosité est constituée par l'ensemble des vides présents au sein du sol ; ces vides forment un volume dit « poral » au sein duquel s'effectuent les transferts de soluté. D'un point de vue opérationnelle, la porosité totale (ε) (Équation 1.1), est communément utilisée pour estimer à la fois le volume poral d'un ouvrage de gestion à la source (Cederkvist et al., 2017; Zhang et al., 2014) et sa capacité maximale de rétention en eau (Rujner et al., 2018a). Du point de vue de la physique, l'étendue réelle du champ des écoulements n'est pas égale au volume poral, du fait de la forte hétérogénéité de la structure porale en termes de degrés d'ouverture et de connexion entre les pores. Ces éléments conduisent à distinguer la porosité connectée, où s'opère la majorité des écoulements, de la porosité close. Deux types de porosité sont aussi différenciés en fonction de la taille des pores : la microporosité (petites tailles de pore) et la macroporosité (grande taille de pores). Leurs proportions et degrés d'homogénéité auront des impacts significatifs sur le régime d'écoulements (p.ex. écoulements préférentiels en présence de macropores) et sur les échanges physico-chimiques au sein du massif (Figure 1.**5**).

$$\varepsilon = \frac{V_{gaz-sol} + V_{eau-sol}}{V_{t-sol}} = 1 - \frac{\rho_{ap}}{\rho_s} \qquad \text{(Équation 1.1)}$$

avec ρ_{ap} la masse volumique apparente du matériau et ρ_s sa masse volumique spécifique

Liée à la porosité, la structure du sol d'une noue peut être analysée à plusieurs échelles : micro-, méso- et macroscopique. A l'échelle microscopique, la structure décrit l'agencement des éléments au sein de la matrice sol, en termes d'agrégats ou d'unités structurales. A l'échelle mésoscopique, la structure du sol décrit l'organisation entre les pores, en termes de continuité et de connectivité. A l'échelle macroscopique, la structure du sol relate des arrangements (éventuels) entre les différentes couches de matériaux constituant le sol de la noue.

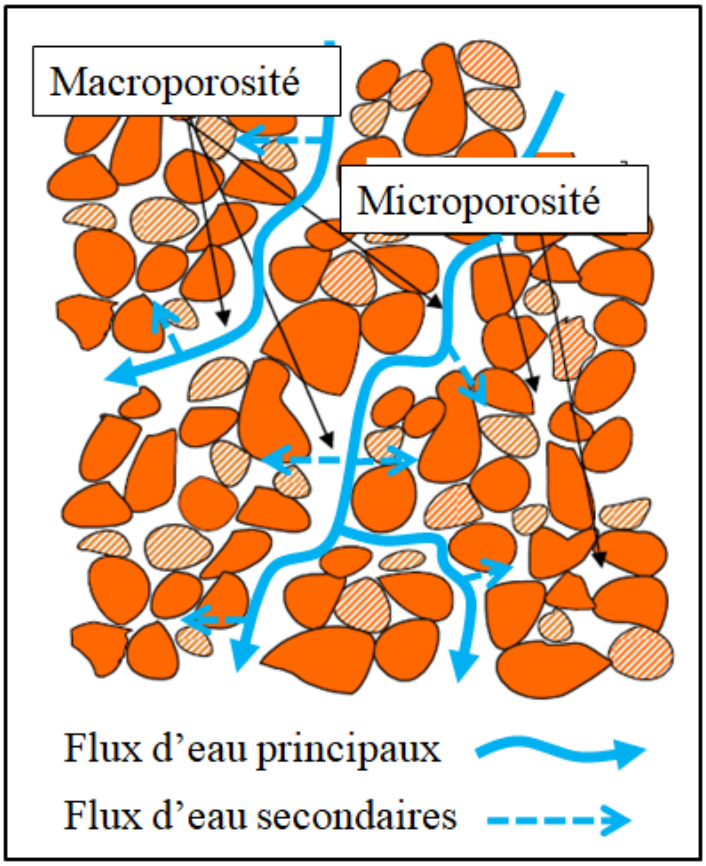


Figure 1.5. Structure d'un sol en termes de porosité et schématisation des écoulements (schéma adapté de Lassabatere (2002))

Quant à la texture, elle permet d'avoir une vision générale quantitative sur les proportions des tailles de grains dans le sol (granulométrie) (Roth, 2012). L'analyse texturale considère surtout la fraction du sol inférieure à 2 mm au sein de laquelle les proportions de trois fractions de matériaux sont quantifiées : celles de la fraction argileuse, de la fraction limoneuse et de la fraction sableuse. Les seuils de coupure entre chaque fraction peuvent différer suivant le référentiel choisi, la fraction argileuse désignant en général la proportion des grains inférieurs à 2 µm mais la limite entre le limon et le sable est plus variable, à savoir 50 µm dans la classification de l'United States Department of Agriculture (USDA) (Soil Survey Division Staff, 1993) et 63 µm dans la classification française ou dans celle de la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (FAO, 2006). La quantification de ces proportions sert ensuite à caractériser la texture du sol de l'ouvrage, obtenue en se référant à un triangle textural (Figure 1.6) (Erickson et al., 2013).

D'un point de vue fonctionnel, la texture peut être assimilée à un indicateur donnant une idée des capacités du massif de la noue à drainer et à épurer les eaux de ruissellement (Gülbaz and Kazezyılmaz-Alhan, 2017). Il est notamment possible de relier la texture à la classification hydrologique des sols (Hydrologic Soil Groups (HSG)). Ce classement, qui hiérarchise les types de texture en fonction de leur

capacité présupposée d'infiltration en condition saturée, attribue aux sols riche en sable les meilleures capacités d'infiltration et inversement pour ceux présentant un fort taux d'argile (Mockus, 1972).

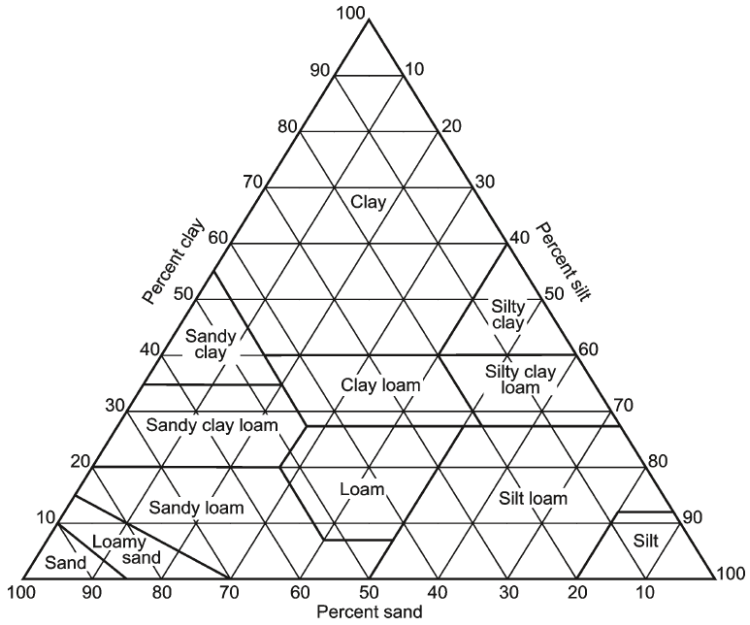


Figure 1.6. Exemple de triangle textural proposé par l'USDA (extrait de Mirsal (2008))

Un autre indicateur servant au contrôle du bon fonctionnement hydraulique de l'ouvrage est le ratio d_{60}/d_{10} (taille des particules bornant 60% de la distribution des tailles classées dans l'ordre croissant/taille des particules bornant 10% de cette distribution). Les valeurs du d_{60} et du d_{10} donnent une idée à la fois sur la dimension de deux classes de particules (intermédiaires et petites) et sur l'uniformité de leur distribution (Hsieh and Davis, 2005). En faisant un parallèle avec la distribution de la taille des pores, ces informations sont utiles à l'estimation qualitative de la conductivité hydraulique du massif. Ainsi, un réseau de pores de grande taille favoriserait le transfert rapide des eaux dans le sol, dotant l'ouvrage d'une bonne conductivité hydraulique. Inversement, une faible perméabilité du sol, liée à de petites tailles de pores, ne serait pas favorable à l'infiltration (Hsieh and Davis, 2005). La connaissance de la dispersion des tailles des pores (d_{60}/d_{10}) est aussi profitable à l'évaluation du risque de colmatage de l'ouvrage ; un ratio élevé (≥ 4) serait notamment à proscrire (Arias et al., 2001).

Toujours en lien avec le colmatage, il convient de porter attention à la proportion en particules fines (p.ex. fractions argileuse et limoneuse) dans le sol d'une noue dont les performances sont régies par l'infiltration. En dépit de leur attractivité sur le plan épuratoire, les fractions fines étant connues comme étant les plus chimiquement « actives » (Clar et al., 2004), elles sont aussi susceptibles d'entraîner le colmatage de l'ouvrage par transfert vertical dans le massif (Le Coustumer, 2008). Par conséquent, la conception d'un ouvrage doté de capacités hydraulique et épuratoire équilibrés nécessite de faire un compromis entre les proportions en particules fines, favorables à l'épuration, et grossières, favorables à l'infiltration (Hsieh and Davis, 2005).

- Sol d'une noue : provenance ?

Le sol d'une noue provient de l'excavation d'un sol naturel (sol non remanié) ou est reconstitué à partir d'un ou de plusieurs matériaux achetés auprès d'un fournisseur spécialisé (sol remanié). La reconstitution d'un sol est réalisée à part d'un seul matériau, de matériaux distincts montés par couche ou d'un (de) mélange(s) de matériaux (d'après le guide produit par le Facility for Advancing Water Biofiltration (FAWB)) (FAWB, 2009). Par ailleurs, lorsque la phase de construction de la noue modifie la structure de son sol, on parle de « sol destructuré ».

- Sol d'une noue : matériaux et agencements

La conception du massif d'une noue en termes de matériaux constitutifs peut s'appuyer sur les préconisations d'un guide technique (LaBarre et al., 2016; Toronto and Region Conservation Authority, 2008). Les conseils délivrés y sont plus ou moins détaillés en fonction du document consulté et du type de noue choisi par l'aménageur. Les descriptions les plus approfondies concernent les noues les plus complexes à concevoir, qui sont néanmoins celles offrant le plus de fonctionnalités (Figure 1.7). Les conseils de conception se limitent souvent à une qualification du massif en termes de capacité d'infiltration, de texture et/ou de granulométrie. Quelques fascicules techniques proposent une démarche plus détaillée, en définissant des critères qualité à respecter pour garantir le bon fonctionnement épuratoire de la noue et pour limiter le relargage dans les eaux de certains éléments chimiques présents au départ dans les matériaux de construction (substances phosphorées et/ou azotées) (Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010; FAWB, 2009).

La qualité du sol d'une noue standard n'est, dans la plupart des guides, pas documentée. Cette absence est due d'une part au rôle traditionnel attribué à ce type de noue, le transport du ruissellement vers l'aval, et d'autre part aux méthodes de construction employées, typiquement une simple opération de modelage de la surface d'un terrain naturel (Figure 1.7). Des exceptions existent lorsque le manuel de conception dissocie les noues standards cantonnées à une gestion hydraulique du ruissellement de celles capables d'épurer une partie de la charge polluante (noue standard « améliorée »). Dans le cas d'une noue standard « améliorée », l'épuration s'effectuera par infiltration des eaux dans le massif, ce qui présuppose d'aménager la noue sur un sol perméable (Minnesota Pollution Control Agency, 2000). La noue standard « améliorée » est alors proche de la noue « sèche » (variante 1), construite par terrassement d'un terrain très perméable.

Les caractéristiques du sol d'une noue humide sont peu documentées dans la littérature technique. Une noue humide est construite par terrassement d'un sol régulièrement saturé en eau du fait de la présence d'une nappe souterraine à proximité de son fond (Tang et al., 2016; Winston et al., 2012b). Lors du modelage du terrain naturel, il est possible d'amender le sol en surface avec une couche de sable ou de gravier pour améliorer sa perméabilité (Woods Ballard et al., 2015), ou avec un paillage pour enrichir le taux de matière organique.

Le sol d'une noue de biorétention doit permettre d'assurer à la fois le traitement épuratoire et le stockage temporaire des évènements pluvieux courants (période de retour < 2 ans). De tels objectifs de performance impliquent de doter l'ouvrage d'un sol à structures étagées, aux fonctions contrastées (couvert végétal, épuration, stockage hydrique) (Figure 1.7). Pour alimenter en continu chacune des couches lors d'un évènement pluvieux, il convient au concepteur de garantir un taux d'infiltration des eaux suffisamment élevé et régulier dans le massif (Washington State Department of Ecology, 2014). Quant aux quantités d'eau dépassant la capacité de rétention de surface de la noue, elles sont évacuées vers l'aval (Washington State Department of Ecology, 2014). Les matériaux constitutifs d'une noue de biorétention sont similaires à ceux d'une cellule de biorétention (Washington State Department of Ecology, 2014), à savoir une couche de surface constituée avec du compost pour assurer le maintien du couvert végétal et piéger une partie de la pollution (adsorption sur la matière organique), une couche intermédiaire (ou finale) constituée avec un matériau infiltrant riche en sable (fraction sableuse > 55 %, textures limon sableux, sable limoneux ou sable) (Ewing, 2013) et éventuellement une couche de drainage, dotée d'un drain surélevé par rapport au fond de la noue pour stocker une partie de l'eau infiltrée (North Carolina Division of Water Quality, 2007). Cette couche drainante est constituée avec un matériau plus grossier que les deux premières strates de sol, typiquement avec un gravier de diamètre compris entre 5 et 20 mm (Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010; Washington State Department of Ecology, 2014; Woods Ballard et al., 2015). Les principales variantes de conception d'une noue de biorétention concernent la composition de l'étage intermédiaire et les épaisseurs des couches de sol. Par exemple, la strate sableuse peut être remplacée par une couche de gravier fin (4 – 10 mm) tout en augmentant l'épaisseur de la couche de surface (riche en matière organique) pour y piéger la charge polluante (LaBarre et al., 2016).

Le sol d'une noue de biofiltration ou d'une noue sèche (variante 2) doit en premier lieu permettre d'abattre la charge polluante véhiculée par les eaux de ruissellement lors de leur infiltration dans le massif. Ce type de noue peut être conçu en utilisant un sol naturel, intact ou modifié, doté d'une perméabilité élevée (perméabilité d'environ 10^{-5} – 10^{-6} m/s) ainsi que d'une proportion en particules fines (argileuses et limoneuses) non négligeable (8 à 12% d'après le Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority (2010)) ; typiquement c'est le cas pour un sable limoneux (FAWB, 2009). Dans le cas où la noue de biofiltration est construite avec un sol intégralement reconstitué, elle est souvent dotée d'une structure par couches. Le FAWB (2009) recommande l'utilisation de 2 à 4 couches entre la surface et le fond de la noue : une couche de filtration, une à deux couches de transition (ou aucune) et une couche de drainage (Figure 1.7). La couche de filtration est le siège de l'épuration. Son épaisseur est comprise entre 40 et 60 cm, elle est constituée avec un matériau perméable, par exemple un sable à la granulométrie uniformément distribuée sur l'intervalle [75 µm ; 4,75 mm], qui a été enrichi en matière organique (≥ 3% (en masse)) pour y développer un couvert végétal. Les proportions en argile et en limon au sein de la couche de filtration ne doivent si possible pas excéder 3% pour préserver la stabilité de l'ensemble du massif (transferts de fines) et la conductivité

hydraulique de l'ouvrage dans le temps (obstruction des pores) (FAWB, 2009). La ou les couches de transition (optionnelle) ont pour but de stabiliser la couche de filtration à son interface avec la couche de drainage. La totalité de la couche de transition est épaisse au maximum d'une dizaine de centimètres et comprend du sable de taille fine ou moyenne (< 1 mm). La couche de drainage comprend souvent un drain qui évacuera une partie des eaux infiltrées vers un exutoire. Son épaisseur doit permettre de recouvrir le drain sur au moins 5 cm pour limiter les risques de colmatage du tuyau ; la couche de drainage est généralement constituée avec du gravier lavé de petite à moyenne taille (p.ex. 2 – 5 mm ou 10 – 20 mm).

Des critères qualitatifs additionnels sur le matériau filtrant peuvent aussi être pris en compte lors de la conception du massif d'une noue de biofiltration (Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010; FAWB, 2009) : capacité d'adsorption minimale du matériau (mesure de la capacité d'échange cationique (CEC)), pH et conductivité électrique du sol, teneurs maximale en azote total et en orthophosphate.

Par ailleurs, il est possible d'étanchéifier les massifs des ouvrages de biorétention et de biofiltration en posant un liner (ou géomembrane). Un étanchéification de la noue est généralement mise en place pour protéger le milieu souterrain d'arrivées de flux polluants en provenance de la noue. La pose du liner prend en compte le sens des arrivées d'eau dans le système : pose à l'interface entre les matériaux remaniés et le sol naturel (arrivée d'eau en tête d'ouvrage) ou pose aux bords de l'ouvrage (arrivée d'eau latérale) (Figure 1.7). Le liner bloquera les écoulements dans les directions latérales (à la verticale des talus) ou verticales (vers les horizons de sol plus profonds), évitant tout risque de percolation d'effluents pollués vers les eaux souterraines (Struck et al., 2007).

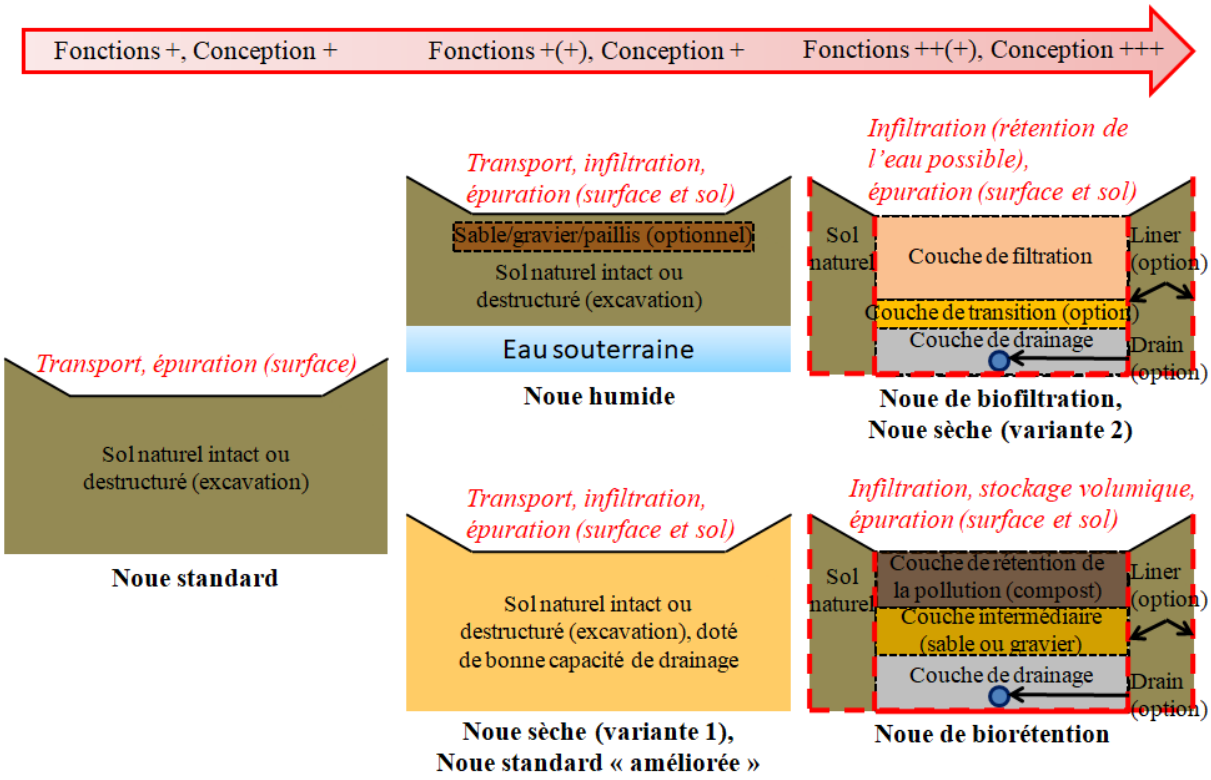


Figure 1.7. Bilan schématique des fonctions et conceptions des principaux types de noues. La diversité des fonctions et le degré de complexité de la conception de la noue sont indiqués par le nombre de +

Pour préserver la stabilité du massif de sol, la pose d'un géotextile à l'interface entre deux milieux à la porosité contrastée peut remplacer l'ajout d'une couche de transition (Conseil Général Hauts-de-Seine, 2010; Jiang et al., 2017; Struck et al., 2007; Walsh et al., 1997). Le géotextile aura un impact positif sur la répartition des écoulements au sein de la matrice sol (Lamy, 2008), assurant un plus grand temps de séjour des eaux infiltrées. La rétention des polluants dans le sol s'en trouvera alors améliorée (Barraud et al., 2006; Lassabatere, 2002). Néanmoins, les géotextiles présentent un risque de colmatage au cours de la durée de vie de l'ouvrage (Palmeira and Gardoni, 2000), provoqué notamment par l'accumulation de particules fines (Faure et al., 2006). Ce risque persiste aussi longtemps que le sol environnant n'est pas consolidé (Faure et al., 2006).

Pour évacuer vers l'aval les eaux infiltrées, les noues étanchéifiés sont généralement dotées d'un drain perforé (Flanagan et al., 2018; LaBarre et al., 2016; Leroy et al., 2016). Il est possible d'envelopper le drain avec un géotextile (porosité d'une dizaine de micromètres) pour limiter son colmatage (Leroy et al., 2016). En matière de dimensionnement et dans le cas où le débit maximal rejeté à l'exutoire fait l'objet d'une réglementation (p. ex. 2 L/s/ha), le drain pourra être doté en aval d'un régulateur de débit ou voir son diamètre adapté à la condition sur le débit de fuite (Lille Métropole Communauté Urbaine and CETE Nord - Picardie, 2012).

1.2.1.2.2. Couvert végétal

Plusieurs caractéristiques du couvert végétal peuvent être définies en termes de conception et de maintenance (Garcia de la Serrana Lozano, 2017). Le choix du type de végétation peut être fait soit en fonction des types d'espèces présentes à proximité de la noue, soit pour remplir des objectifs visuels et/ou de fonctionnement (Woods Ballard et al., 2015). En outre, trois grandes classes d'espèces végétales peuvent être utilisées : l'herbe (ou le gazon) (Caltrans, 2004; Luell, 2011; Stagge et al., 2012), les plantes (Leroy et al., 2016; Toronto and Region Conservation Authority, 2008) et plus rarement les arbres (Pierre et al., 2019; Xiao and McPherson, 2011).

La végétalisation d'une noue répond à des besoins très variés : intégration paysagère de l'ouvrage (Woods Ballard et al., 2015), amélioration de ses fonctionnements hydraulique et/ou épuratoire (Kirby et al., 2005; Leroy et al., 2016), préservation de la structure et de la porosité de son sol (Jenkins et al., 2010; Leroy et al., 2016), etc.

En matière de fonctionnement hydraulique, la végétation intervient principalement dans la régulation des débits en augmentant la rugosité du fond de la noue (Kirby et al., 2005). Elle favorise aussi les pertes hydriques par évapotranspiration et infiltration (Davis, 2008). Le développement racinaire du couvert végétal de la noue permettrait notamment de préserver sa capacité d'infiltration, impactée au cours du temps par le tassement naturel du sol et par l'accumulation de sédiments au fond de l'ouvrage (Winston et al., 2016a).

En matière de capacité épuratoire, la végétation serait bénéfique au piégeage des polluants sous forme particulaire (Bäckström, 2002; Caltrans, 2003), en les adsorbant sur leurs brins ou en favorisant, en cas de couvert végétal très dense, la sédimentation (Deletic and Fletcher, 2006). Les effets épuratoires du couvert végétal seraient en revanche très dépendants des conditions hydrauliques d'entrée (débit et hauteur d'eau dans la noue). Ils seraient surtout actifs en cas de pluies générant de faibles hauteur et vitesse d'eau au sein de l'ouvrage (hauteur inférieure à celle de la végétation), mais peu significatifs pour des évènements plus intenses (Mazer et al., 2001). Sur le long terme, le couvert végétal est aussi capable de retenir une partie de la charge polluante stockée dans le sol par bioaccumulation dans ses parties racinaire et émergée (phytoremédiation) (Charlesworth et al., 2016; Leroy et al., 2015, 2017; Rycewicz-Borecki et al., 2016).

En matière d'implantation et d'entretien de la végétation, deux paramètres sont à considérer : la densité et la hauteur du couvert végétal (Deletic and Fletcher, 2006; Hunt et al., 2016; Mustaffa et al., 2016). Le niveau de densité de la végétation se répercute directement sur l'efficacité de la noue en termes de piégeage de la pollution particulaire (Bäckström, 2002) et de réduction des débits (Kirby et al., 2005). Sur le plan épuratoire, Caltrans (2003) préconise de maintenir un niveau de densité de végétation supérieur à 80%, seuil en-dessous duquel l'efficacité épuratoire est susceptible de chuter (García-Serrana et al., 2017a). De plus, une densité de végétation élevée lisserait les effets de l'érosion sur la

topographie de la noue (Schmitt et al., 1999). Pour ces raisons, il est important de maintenir dans la noue un couvert végétal aussi dense que possible au cours de l'année. La préservation d'un niveau de densité élevé repose principalement sur la compatibilité de la croissance de la végétation avec les conditions environnementales de la zone drainée : niveau de saturation du sol/présence régulière d'eau stagnante, résistance de la végétation à l'immersion (période de pluie), fréquence des périodes sèches, salinité des eaux de ruissellement (utilisation de sel de déverglaçage en période froide), niveau de contamination organique et inorganique des eaux de ruissellement (Caltrans, 2004; Hunt et al., 2015; Leroy et al., 2017; Mustaffa et al., 2016; Shafique et al., 2018; Winston et al., 2012a). En termes d'entretien, des inspections de l'ouvrage régulières (p.ex. 2 à 4 fois par an) (Melbourne Water, 2006) sont requises pour contrôler la densité et la qualité du couvert végétal ; il est notamment préconisé de retirer les plantes invasives nuisant au développement du couvert végétal initial et de replanter les plantes mortes.

Le paramètre « hauteur de la végétation » impacte positivement la force de résistance hydraulique engendrée par le passage du flux d'eau au sein de la végétation (Katul et al., 2011; Kirby et al., 2005). Les abaques reliant la valeur du coefficient de rugosité (n_{rug}) à la hauteur d'eau dans l'ouvrage montrent notamment que la résistance hydraulique chute drastiquement une fois la végétation entièrement submergée par les flots (Woods Ballard et al., 2015). Pour les couverts enherbées, les guides techniques préconisent de maintenir une hauteur d'herbe comprise entre 7,5 et 15 cm (Woods Ballard et al., 2015) ou entre 5 et 15 cm (Hunt et al., 2015) mais de ne pas dépasser les 15 cm (Hunt et al., 2016) pour limiter les effets d'aplatissement (inclinaison des brins d'herbe). Cette limite implique de planifier des tontes régulières sur les noues enherbées (Blecken et al., 2015; Melbourne Water, 2006). Dans le cas de noues dimensionnées pour traiter des évènements générant plus de 15 cm d'eau en leur sein, l'aménageur pourra y prévoir la pose de plantes, plus résistantes aux contraintes d'aplatissement (Woods Ballard et al., 2015).

Enfin, il est recommandé de planter/ensemencer plusieurs espèces distinctes (≥ 4) pour contrecarrer le développement des espèces invasives dans la noue (Charlesworth et al., 2016; Washington State Department of Ecology, 2014; Woods Ballard et al., 2015). Pour ce qui concerne la composition du mélange, Charlesworth et al. (2016) recommandent pour une noue enherbée de tenir compte des caractéristique de chaque espèce : port (aspect général et mode de croissance), fonctionnalité, résistance aux maladies, densité et de structure de brins, densité et structure du système racinaire, capacités de dissémination, de persistance, de résistance à l'abrasion et à la flexion, de résistance aux variations des conditions atmosphériques (froid, sécheresse, humidité) et au sel (Charlesworth et al., 2016).

1.2.1.2.3. Equipements additionnels

Une noue peut présenter plusieurs types d'équipements additionnels pour améliorer ses fonctionnements hydraulique et épuratoire ou pour préserver sa durée de vie (Figure 1.8).

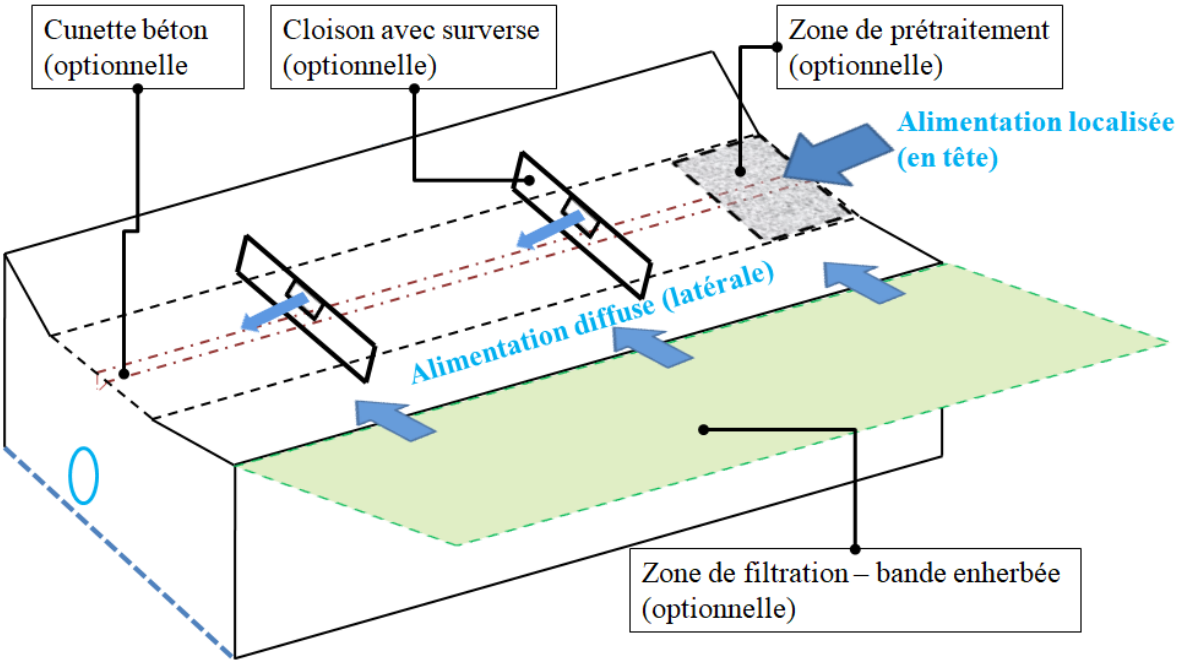


Figure 1.8. Configurations optionnelles sur une noue pour améliorer ses performances hydrologiques et épuratoires ou préserver sa durée de vie (limiter l'érosion)

Ces principaux équipements sont :

- La zone de prétraitement en amont de l'ouvrage (*forebay* en anglais) (Figure 1.9), constituée de gros graviers (diamètre > 100 mm), sert à réguler à la fois la charge sédimentaire (piégeage des grosses particules et des débris grossiers) et le flux d'eau entrant dans la noue (frein hydraulique) (Powell, 2015; Purvis et al., 2018; Winston et al., 2019). La zone de prétraitement concourt aussi à la stabilité structurelle de la noue en limitant les effets de l'érosion (Purvis et al., 2018).



Figure 1.9. Zone de prétraitement aménagée en tête d'une noue de biofiltration (photographie extraite de Powell (2015))

- La zone de filtration adjacente à la noue (Figure 1.10) correspond à une bande végétalisée qui alimente en eau de manière diffuse la noue depuis un de ses talus (Flanagan et al., 2018; Stagge et al., 2012; Winston et al., 2012a). En matière de dimensions, la longueur d'une bande enherbée peut s'étendre sur toute la longueur de la noue et sa largeur peut atteindre une quinzaine de mètres (Davis et al., 2012).

Une aide au dimensionnement d'une bande enherbée couplée à une noue a été fournie par Clar et al. (2004) ; deux configurations y sont distinguées en fonction des flux hydriques de la zone à drainer :

- Pour prétraiter des petits volumes d'eau de ruissellement (faible débit d'entrée, *sheet flow*), par exemple en aval d'une portion de parking, Clar et al. (2004) préconisent d'aménager une bande enherbée de pente longitudinale inférieure à 4 % et large d'au moins 2,4 m ou présentant une largeur inférieure à 20% de celle de la chaussée,

- Pour prétraiter de grandes quantités d'eau de ruissellement (débit d'entrée fort, *concentrated flow*), par exemple en aval d'une voie rapide, Clar et al. (2004) préconisent d'aménager une bande enherbée large d'au moins 2,4 m ou de largeur supérieure à 15% du ratio entre l'aire et la longueur de la zone drainée.

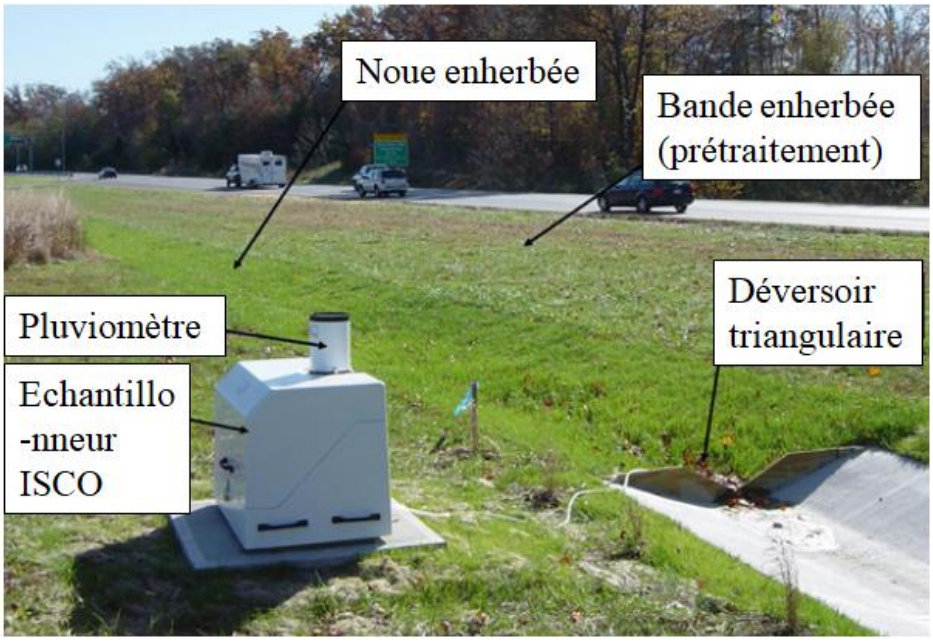


Figure 1.10. Bande enherbée végétalisée aménagée en amont d'une noue enherbée de bord de route (photographie extraite et traduite de Davis et al. (2012))

Comparée à une noue seule, la mise en place d'un système {noue + bande enherbée} assure un plus fort abattement des volumes ruisselés et des débits pour les évènements pluvieux modérés (Davis et al., 2012). L'ajout d'une bande enherbée aurait toutefois un impact positif très relatif sur la gestion hydraulique de la majorité des évènements, ne la rendant pas indispensable (Davis et

al., 2012). Par ailleurs, la bande enherbée est susceptible d'améliorer la filtration des MES (Stagge et al., 2012) à condition que les eaux de ruissellement soient a minima chargées en particules (concentrations > 50 mg/L), que la pente de la bande enherbée soit faible (pente > 10 % à exclure) et que le couvert végétal soit dense (Winston et al., 2012a). Ces éléments incitent à restreindre l'aménagement de bandes enherbées à une zone pourvue d'espace foncier disponible et qui sera susceptible de charrier des flux de MES importants (Davis et al., 2012; Stagge et al., 2012), ce qui est principalement le cas pour une noue de bords de voies rapides (Flanagan et al., 2018).

- La ou les cloisons sont principalement utilisées pour accroître le temps de séjour de surface dans la noue en retenant temporairement le flux d'eau et en réduisant sa vitesse (Winston et al., 2019). En matière de conception, plusieurs types de cloison existent (Woods Ballard et al., 2015) :

  - Les cloisons construites en empilant du gros gravier (p.ex. diamètre 100 – 600 mm) ou de la terre (Winston et al., 2019; Yu et al., 2001) (Figure 1.11 a),
  - Les cloisons construites en montant une structure maçonnée (pierre, béton) (Flanagan et al., 2018) ou une structure bois ; l'aménagement d'orifices d'écoulement à proximité du fond de la cloison peut être prévu pour évacuer les flux vers l'aval à faible vitesse (Figure 1.11 b),
  - Les cloisons « filtrantes », conçues avec des matériaux perméables filtrant (Powell, 2015) (Figure 1.11 c),
  - Les cloisons « végétalisées », constituées avec une zone de végétation dense et haute (Jamil, 2009; Stagge et al., 2012) (Figure 1.11 d).

Les perspectives espérées par l'ajout d'une ou plusieurs cloisons dans une noue, à savoir les augmentations du temps de séjour de l'eau en surface, des abattements du volume ruisselé et du pic de débit de pointe, ainsi que de meilleures performances épuratoires (piégeage des MES et filtration de certains polluants) (Yu et al., 2001) ne sont pas toujours effectives dans la réalité. Une étude comparative sur les performances hydrologiques et épuratoires d'une même noue sans puis avec cloisons empierrées n'a pas mis en évidence d'amélioration significative des performances, excepté pour l'abattement volumique des petites et moyennes pluies (< 38 mm) (Powell, 2015; Winston et al., 2019). De même, une étude similaire analysant l'impact de l'ajout de cloisons végétalisées sur les performances d'une noue a montré des effets majoritairement négligeables sur le plan épuratoire (Stagge et al., 2012) mais des effets positifs sur la régulation du flux hydrique des évènements modérés (23 mm – 33 mm) (Davis et al., 2012). Bien que les bénéfices réels de la pose d'une cloison se restreignent à certains évènements pluvieux, son coût d'installation est très faible comparé à d'autres équipements, ce qui incite à encourager son implémentation dans une noue (Winston et al., 2019).

- La cunette béton est utilisée pour évacuer les eaux stagnantes en cas de faible pente longitudinale de la noue (pente < 1%) (Figure 1.12)

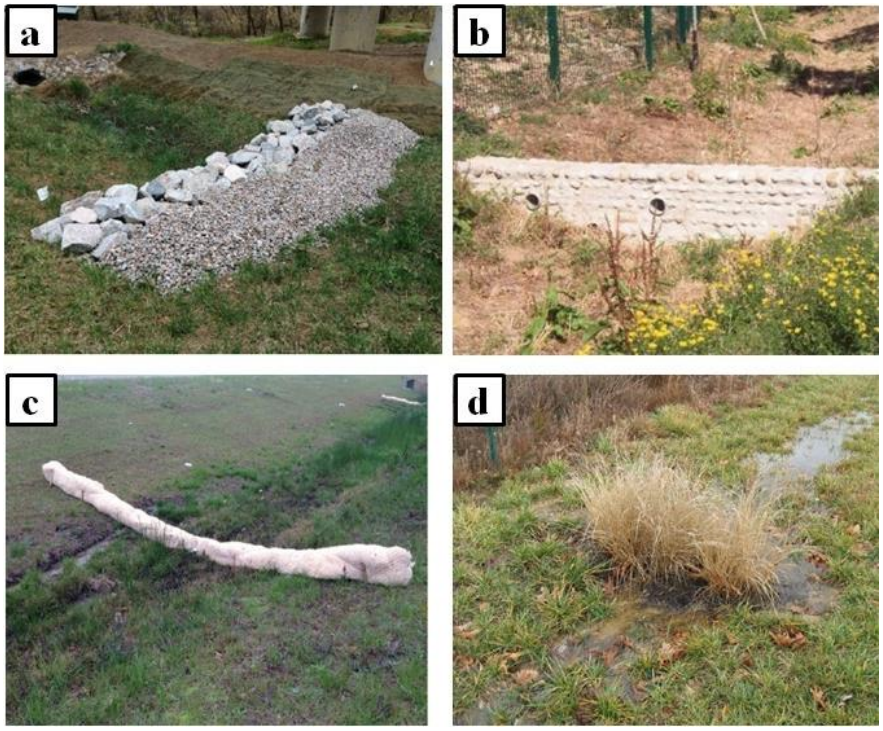


Figure 1.11. Exemples de configurations de cloisons pouvant être aménagées dans une noue. a. cloison construite avec des roches (photographie extraite de Powell (2015)). b. cloison empierrée avec orifices de régulation du débit (crédit photo : conseil général des Hauts de Seine). c. cloison filtrante (photographie extraite de Powell (2015)). d. cloison végétalisée (photographie extraite de Jamil (2009))



Figure 1.12. Noue équipée d'une cunette béton pour évacuer les eaux stagnantes (photographie du Centre d'études techniques de l'Equipement (CETE) du Sud-Ouest, extraite de Régions Aquitaine et Poitou-Charentes (2007))

1.2.2. Dimensionnement d'une noue

Une noue est dimensionnée pour remplir des objectifs génériques hydraulique et/ou épuratoire. Ces objectifs sont généralement délivrés dans des guides de conception dont les préconisations s'appliquent à l'échelle locale (agglomération, agence de l'eau) ou nationale (Sage et al., 2015). En fonction des juridictions, ils peuvent correspondre à (i) une régulation hydraulique des débits de pointe engendrés par des pluies de période de retour allant jusqu'à 100 ans, (ii) une rétention plus ou moins complète

d'évènements plus modérés (périodes de retour de 2 à 10 ans), (iii) un abattement total des pluies courantes et (iv) un traitement de la charge polluante véhiculée par les évènements fréquents (période de retour < 2 ans).

La première étape du dimensionnement d'une noue consiste à définir le ou les évènement(s) les plus critiques en termes d'intensité, de durée ou de cumul de pluie dont elle devra assurer une régulation hydraulique et/ou épuratoire. Ces évènements « dimensionnant» sont généralement classés en deux catégories en fonction de leur occurrence (Department of Planning and Local Government, 2010) :

- les évènements pluvieux fréquents à modérés (périodes de retour comprises entre 1 et 2 ans),
- les évènements pluvieux extrêmes (périodes de retour comprises entre 10 et 100 ans)

Deux types de dimensionnements sont ensuite possibles (Hunt et al., 2016) : (i) un dimensionnement hydraulique, la noue est considérée comme un simple ouvrage de transport et/ou de rétention des eaux pluviales, et/ou (ii) un dimensionnement épuratoire, qui repose sur un objectif de traitement, p.ex. sur l'abattement des MES, appliqué à une catégorie d'évènements pluvieux (p.ex. pluies de périodes de retour inférieures à 2 ans).

1.2.2.1. Dimensionnement hydraulique d'une noue

Le dimensionnement hydraulique d'une noue implique de calculer les débits de pointe et/ou les volumes engendrés par les évènements critiques considérés. Pour ce faire, plusieurs méthodes mathématiques existent. Le dimensionnement géométrique de la noue fait ensuite le lien entre (i) le ou les caractéristiques de l'évènement dimensionnant (débit et/ou volume), (ii) le fonctionnement attendu de l'ouvrage dans les conditions de l'évènement dimensionnant (temps de séjour minimal des eaux, vitesse maximale du flux d'eau, etc.) et (iii) la forme souhaitée de l'ouvrage (profil de la section, longueur minimale imposée, etc.).

1.2.2.1.1. Définition des évènements dimensionnant

La première étape du dimensionnement d'une noue se focalise sur la définition du ou des évènements « dimensionnant ». Elle sert à alimenter en données hydrauliques (débit ou volume de rétention) la suite du processus de conception de la noue. En France, la méthodologie de dimensionnement d'un ouvrage en termes de régulation hydraulique a été documentée dans l'ouvrage *La ville et son assainissement* (Certu, 2003). Deux catégories de méthode y sont détaillées : les méthodes globales et les méthodes détaillées (Figure 1.13).

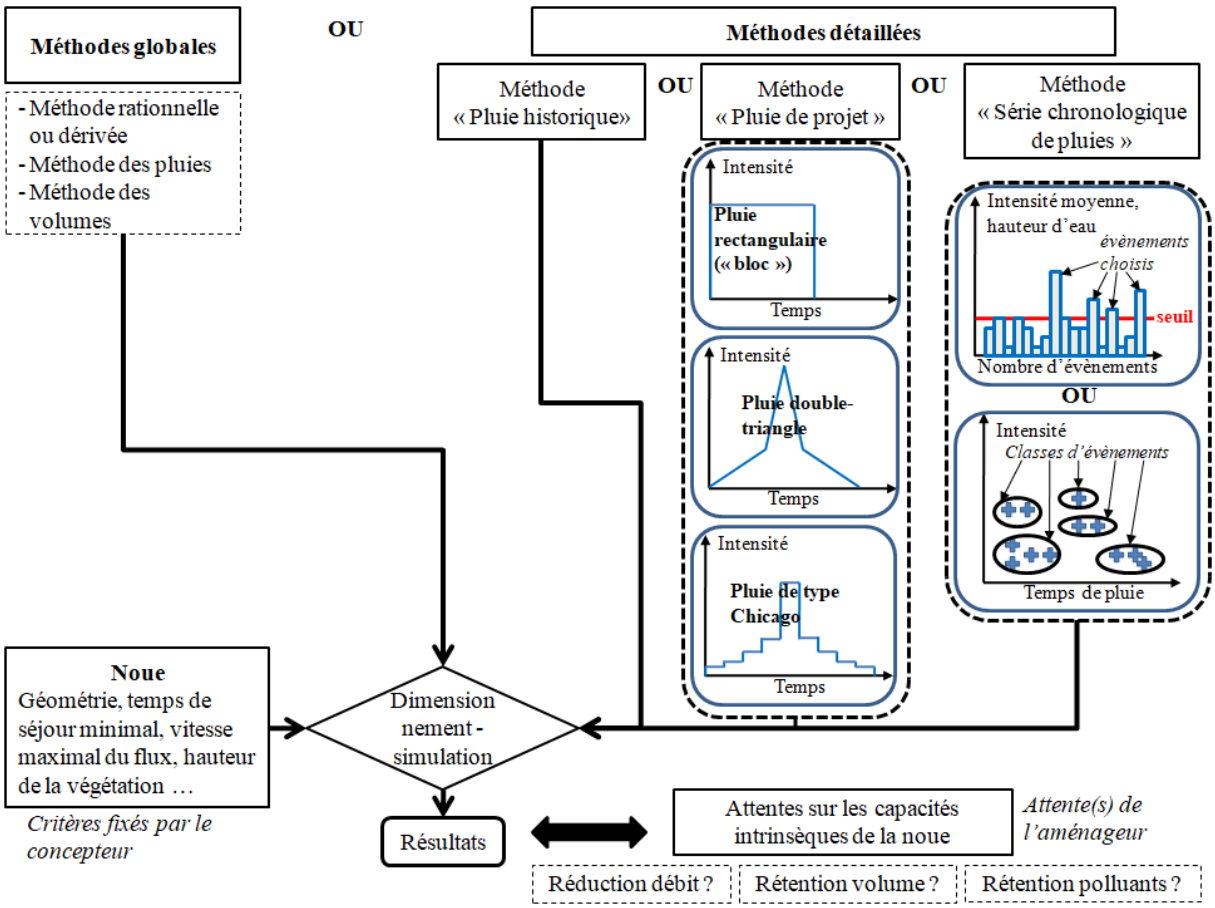


Figure 1.13. Diagramme résumant les méthodes de dimensionnement d'une noue

Certaines de ces méthodes sont associées au dimensionnement d'un type de noue spécifique. Parmi les méthodes globales, la méthode rationnelle reste considérée dans les pays anglo-saxons comme la méthode de référence pour dimensionner les noues standards (Hunt et al., 2016; Washington State Department of Ecology, 2014; Woods Ballard et al., 2015). La méthode des pluies est utilisée pour dimensionner la capacité maximale de rétention en eau d'un ouvrage, (p. ex. cas d'une noue de stockage). Parmi les méthodes détaillées, la pluie de projet la plus simple, de forme rectangulaire (pluie de type « bloc »), s'avère adaptée pour dimensionner un ouvrage sur une condition de débit de pointe à évacuer, calculée à partir de l'intensité maximale du « bloc » via la méthode rationnelle ou une des ses dérivées. Elle est très utilisée pour dimensionner une noue en configuration « transport » du ruissellement (Hunt et al., 2016).

1.2.2.1.2. Dimensionnement géométrique de l'ouvrage

L'étape du dimensionnement géométrique hydraulique de la noue intervient après avoir défini les caractéristiques des évènements dimensionnant (débit, volume, forme des évènements, etc.).

- Dimensionnement en configuration « transport »

La mise en équation du fonctionnement hydraulique de la noue permet de relier le débit à la géométrie de l'ouvrage. Une loi simplifiée de l'hydraulique à surface libre est souvent utilisée pour

calculer la largeur de la noue, la loi de Manning-Strickler. Elle exprime le débit Q_{dim} à canaliser (p.ex. calculé avec la méthode rationnelle et l'intensité de l'évènement dimensionnant) en fonction de la géométrie des profils en long et en travers de la noue (Hunt et al., 2016; Washington State Department of Ecology, 2014; Winston et al., 2017) :

$$Q_{dim} = \frac{1}{n_{rug}} \times A_{section} \times R_h^{2/3} \times \theta_{long}^{1/2} \quad \text{(Équation 1.2)}$$

avec $A_{section}$ l'aire de la section de la noue, R_h le rayon hydraulique, θ_{long} la pente exprimée sous forme décimale et n_{rug} le coefficient de rugosité (Manning) ; la valeur de n_{rug} varie en fonction du type de végétation, de la hauteur d'eau dans l'ouvrage et de la vitesse du flux (Clar et al., 2004; Hunt et al., 2016; Kirby et al., 2005; Woods Ballard et al., 2015; Wu et al., 1999) – pour de l'herbe, Hunt et al. (2016) proposent de prendre la valeur de 0,35 (médiane calculée sur plusieurs données) alors que la CASQA (2003) préconise un n_{rug} égal à 0,25.

En fixant la géométrie de la section – pente des dévers (θ_{lat}), hauteur d'eau maximale (h_{max}) – et en approximant le rayon hydraulique par h_{max}, il est alors possible de calculer les largeurs du fond (l_f) et maximale (l_t) de la noue (Washington State Department of Ecology, 2014). Il est à noter que $h_{eau\text{-}max}$ peut être choisie en fonction de la hauteur maximale de la végétation pour optimiser la régulation hydraulique de l'évènement (p.ex. h_{max} < 10 cm (Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010), ou h_{max} < 15 cm (Hunt et al., 2016; Woods Ballard et al., 2015) pour une noue de transport).

Pour dimensionner la longueur de la noue, des conditions aux limites sur la longueur (p.ex. L > 30 m) et sur le temps de séjour en surface peuvent être fixées (Storey et al., 2009). Le temps de séjour en surface minimal préconisé pour l'évènement dimensionnant varie généralement entre 5 et 10 min (Storey et al., 2009; Woods Ballard et al., 2015) mais peut être plus élevé dans le cas d'une alimentation latérale (p.ex. 18 min du point haut de la noue à l'exutoire) (Woods Ballard et al., 2015). La longueur s'obtient ensuite à partir de la vitesse de l'eau (v) générée par l'évènement dimensionnant :

$$L = v \times HRT = \frac{Q_{dim}}{A_{section}} \times HRT \quad \text{(Équation 1.3)}$$

avec HRT le temps de séjour de l'eau en surface

Il est important de vérifier en parallèle si la vitesse de l'eau ne nuira pas au maintien du couvert végétal. Pour ce faire, la vitesse doit être comprise dans la tolérance fixée entre 0,5 et 2 m/s dans la littérature technique (noue en configuration « transport ») (Hunt et al., 2016; Storey et al., 2009; Woods Ballard et al., 2015).

- Dimensionnement en configuration « rétention »

Le dimensionnement de la noue peut se faire suivant un objectif de rétention volumique. Les méthodes utilisées ont été mentionnées précédemment (1.2.2.1.1) ; il s'agit de la méthode des pluies et de la méthode des volumes. Le débit de fuite de la noue prend en compte les dimensions horizontale et verticale ; le débit de fuite total est la résultante de la somme entre le débit du flux infiltré (Q_{inf}, cas de l'ouvrage drainé) et celui du flux évacué à l'exutoire de surface. Il est possible d'approximer le débit des eaux infiltrées en utilisant la formule suivante (Lille Métropole Communauté Urbaine and CETE Nord - Picardie, 2012) :

$$Q_{inf} = S_{EC} \times Kp \times S_{inf} \qquad \text{(Équation 1.4)}$$

avec S_{EC} un coefficient de sécurité prenant en compte l'éventuel colmatage progressif de la noue, Kp la perméabilité du sol et S_{inf} la surface d'infiltration de la noue (prise en compte de la surface du fond et de celle des talus)

1.2.2.2. Dimensionnement d'une noue en configuration « épuration »

Une noue peut aussi être dimensionnée pour répondre à des objectifs épuratoires. Ces objectifs concernent principalement le piégeage des MES et, par extension, des polluants sous forme particulaire (Clar et al., 2004; Hunt et al., 2016). Le potentiel de sédimentation, processus clé dans la rétention des particules (Deletic, 1999), est alors intégré au dimensionnement. Il est aussi possible de prévoir une amélioration du traitement d'une partie de la pollution dissoute (phosphore et azote dissous), via l'augmentation du temps de séjour en surface et dans le sol de l'ouvrage (Yousef et al., 1987).

En matière d'évènement dimensionnant, la période de retour choisie – souvent de 2 ans – permet d'envisager une hauteur d'eau dans l'ouvrage en dessous du niveau de la végétation (p.ex. 15 cm) et un temps de séjoir en surface plus long que lors de l'évènement dimensionnant hydraulique ; ce contexte est propice au traitement du ruissellement par sédimentation et piégeage des polluants par la végétation.

En matière de dimensionnement, le concepteur a la possibilité d'augmenter le temps de séjour de l'eau à la surface de la noue en optimisant sa longueur et sa pente longitudinale. De plus, la longueur peut être dimensionnée en fonction d'un objectif précis d'abattement massique en MES. En ce sens, Deletic (2005) a proposé une version améliorée du modèle de Kentucky (Novotny and Olem, 1994) pour estimer les efficacités de piégeage de plusieurs fractions particulaires de la distribution granulométrique du ruissellement alimentant l'ouvrage. Les modèles de Kentucky et de Deletic (2005) permettent ensuite de fixer la longueur de la noue en fonction d'un abattement massique précis (p.ex. abattement en MES > 50 %) (Clar et al., 2004; Hunt et al., 2016).

Concernant les processus épuratoires siégeant au sein de la matrice sol de la noue, il est possible d'augmenter le temps de séjour des eaux dans le sol en surélevant la sortie du drain par rapport au fond de l'ouvrage. Ce type de configuration a été testé dans des cellules de biorétention/biofiltration. Elle favoriserait la création, au fond du massif, d'une zone saturée en eau pauvre en oxygène (zone anaérobie), impactant positivement la dégradation des formes dissoutes du phosphore (P_{diss}) et de l'azote

(N_{diss}) (Barrett et al., 2013; Brown and Hunt, 2011; Davis et al., 2010; LeFevre et al., 2014; Passeport et al., 2009).

1.2.3. Cas d'une noue intégrée à une chaîne de traitement

Une noue peut être implantée seule en aval de la zone drainée ou être intégrée à une chaîne de traitement composée d'un ou de plusieurs autres ouvrages de gestion (Allen et al., 2017, 2019; Roinas et al., 2014a, 2014b). Les objectifs d'une chaîne de traitement sont d'optimiser, à plus large échelle, à la fois les gestions hydrauliques et épuratoires du ruissellement. La chaîne de traitement semble attractive pour gérer une grande variété d'évènements (en termes de durée, hauteur d'eau, débits, etc.). Elle sert de complément à la gestion faite par un ouvrage seul, dont l'efficacité peut être réduite à une classe d'évènements (p.ex. petites pluies pour l'efficacité épuratoire d'une noue).

Le positionnement et les types d'ouvrages inclus dans la chaîne de traitement sont variables. Une noue peut être implantée en aval d'un bassin en eau qui régulera son flux d'entrée pour optimiser son temps de séjour, favorisant l'épuration par infiltration et sédimentation (Colwell, 2000). Elle peut au contraire être positionnée en amont de bassins sec ou en eau caractérisés par des temps de séjour plus longs et des processus épuratoires complémentaires (volatilisation, photolyse, adsorption, etc.) (Allen et al., 2019; Roinas et al., 2014a). A cet égard, une noue positionnée en tête de chaîne ne doit pas être perçue comme un simple ouvrage de collecte du ruissellement, canalisant les flux vers des ouvrages de rétention. Elle peut permettre, dès l'amont, d'abattre les flux ruisselés et la charge polluante (Allen et al., 2017; Roinas et al., 2014a), incitant à ne pas laisser de côté l'optimisation de leurs matériaux de construction au profit de ceux des ouvrages placés en aval (Tedoldi, 2017). Enfin, la noue peut être utilisée en tant qu'ouvrage de transition entre des basins de rétention (Roinas et al., 2014b).

Certains guides techniques de référence, comme celui du Washington State Department of Ecology (2014), font des propositions de chaîne de traitement en positionnant une noue de biofiltration en amont d'un ouvrage secondaire. L'ouvrage situé en aval de la noue sera conçu avec un matériau adapté à l'objectif de traitement souhaité par l'aménageur : filtre à sable pour piéger le phosphore, massif filtrant (sable ou mélange de matériaux filtrants) pour améliorer la rétention de la pollution dissoute, etc.

Bilan sur la typologie et la conception des noues

- Les noues sont des systèmes de gestion à la source des eaux de ruissellement caractérisés par des conceptions variables suivants les objectifs opérationnels visés par les aménageurs. Le type de noue traditionnel (noue standard) est obtenu par simple terrassement d'un sol local et a historiquement pour objectif la canalisation des flux d'eau générés par des évènements sévères. De nouveaux types de noue se sont récemment développés pour contrôler les volumes ruisselés et/ou gérer les flux polluants. Ils correspondent respectivement à des noues de biorétention et à des noues de filtration, sont dotés de massifs artificiels reconstitués à partir de plusieurs couches de matériaux contrastés et sont susceptibles d'être drainés et/ou étanchéifiés.

- La conception des noues en termes de choix de matériaux s'avère encore assez empirique. Il existe un réel besoin d'évaluer les bénéfices hydrologiques et épuratoires de ces matériaux pour optimiser la conception des noues.

- Les noues présentent une grande variabilité en termes de géométrie, de couvert végétal ou d'éventuels équipements additionnels (cloison et zone de prétraitement qui ont pour objectifs d'accroître leurs performances hydrologiques et/ou épuratoires). Une identification des principaux facteurs affectant les performances des noues semble nécessaire afin d'optimiser leur conception.

- Le dimensionnement des noues s'effectue généralement sur un critère hydraulique (abattement d'un volume ou canalisation du flux généré par un évènement particulier) et/ou épuratoire (p.ex. abattement des MES). Ces évènements « dimensionnant » sont en revanche peu représentatifs de ceux alimentant le plus fréquemment ce type d'ouvrage (évènements moins intenses).

2. Fonctionnement hydrologique d'une noue

La compréhension du fonctionnement hydrologique d'une noue revêt une importance majeure pour caractériser par la suite son fonctionnement épuratoire, puisque d'une part les flux hydriques sont la principale voie d'apport en polluants au sein du système et que d'autre part les processus de rétention et de remobilisation des polluants se déroulent essentiellement lors des phases de contact entre le fond (surface) de la noue, sa matrice sol et l'eau.

2.1. Mécanismes incriminés dans le fonctionnement hydrologique d'une noue

2.1.1. Bilan sur les flux transitant dans la noue

Une noue peut être assimilée à un réacteur eau-air-sol au sein duquel transitent plusieurs types de flux hydriques (Figure 1.14) : flux d'entrée constitué par les apports en ruissellement, flux évacué à l'exutoire de surface, flux infiltré au sein de la matrice sol, flux drainé vers l'aval en cas de présence

d'un drain et flux évapotranspiré (évaporation du sol et transpiration du couvert végétal). Chacun de ces flux peut être décrit par une fonction temporelle (on note t le temps) d'évolution du débit (Q_{in} (t), Q_{over} (t), Q_{inf} (t), Q_{sub}(t) et ET (t)) associée à un volume généré par le flux sur une période T (V_{in}, V_{over}, V_{inf}, V_{sub}, V_{ET}).

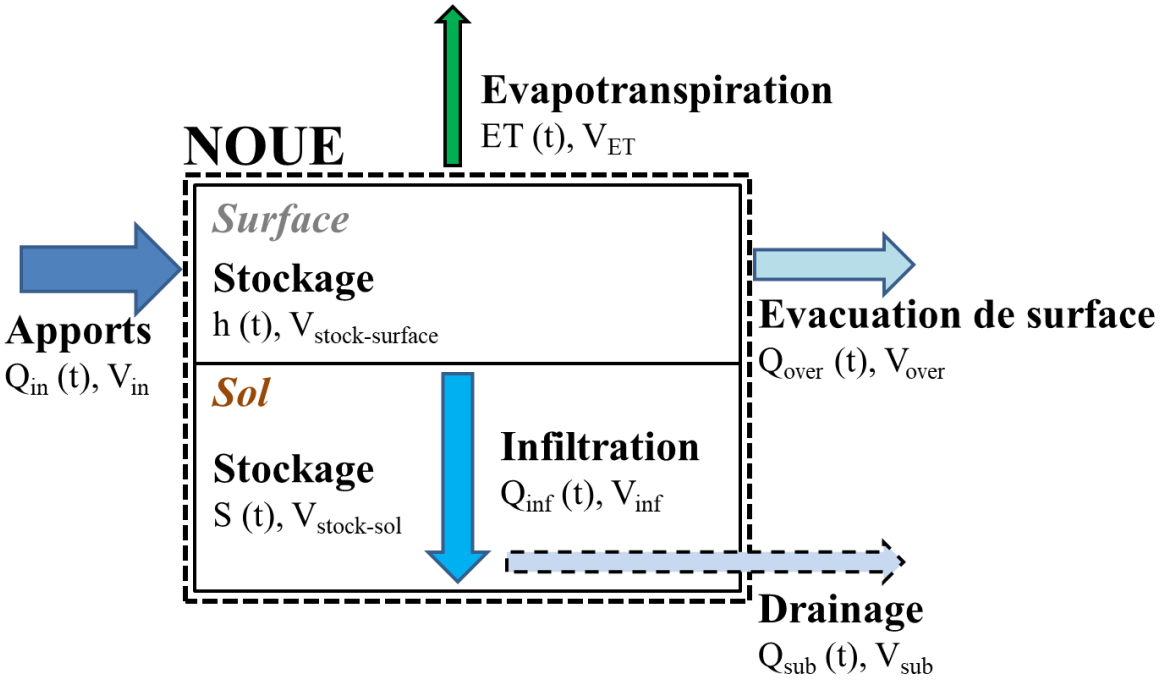


Figure 1.14. Bilan des flux hydriques consécutifs à un évènement de ruissellement en entrée de noue

Le bilan hydrologique de la noue est ensuite mis en équation en reliant la composante d'entrée à celles de sortie, en introduisant le volume stocké en surface (évolution temporelle h(t), volume $V_{stock-surface}$) :

$$V_{in}=V_{inf}+V_{over}+V_{stock-surface}-V_{ET} \quad \text{(Équation 1.5)}$$

Dans le cas d'une noue étanchéifiée et dotée d'un drain, V_{inf} s'exprime en fonction du volume stocké dans le sol (évolution du stock d'eau dans le sol S (t), volume $V_{stock-sol}$) et du volume drainé par la noue tel que :

$$V_{inf}=V_{stock-sol}+V_{sub} \quad \text{(Équation 1.6)}$$

Quantitativement, les composantes de l'(Équation 1.5 s'obtiennent en intégrant leurs variables temporelles respectives. Graphiquement, les évolutions temporelles des différents débits génèrent des hydrogrammes (Hood et al., 2007; Rujner et al., 2018a) (Figure 1.15 a). Le tracé des évolutions temporelles des principales composantes volumiques – flux d'entrée, infiltré (ou drainé) et évacué en surface – simplifie la visualisation des volumes stockées et évapotranspirés (Monrabal-Martinez et al., 2018) (Figure 1.15 b).

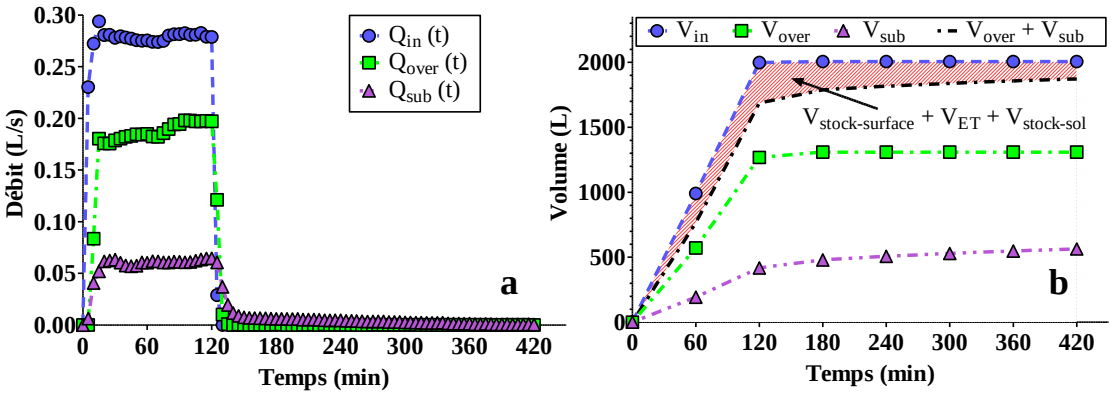


Figure 1.15. Représentation graphique des principaux flux au sein d'une noue. a. Hydrogrammes représentant les flux d'entrée et de sortie. b. Evolution temporelle des composantes volumiques

2.2. Modélisation physique des flux de sortie du bilan hydrologique

Plusieurs approches sont possibles pour modéliser les composantes des flux de sortie du bilan hydrologique. Une approche mécaniste visera une description fine des processus physiques, impliquant des équations non linéaires aux dérivées partielles n'ayant pas toujours de solutions analytiques. Leur résolution par des méthodes numériques requiert souvent une discrétisation fine du milieu dans lequel l'eau transite, potentiellement dans deux ou trois dimensions spatiales. A contrario, une approche simplifiée, basée sur des modèles empiriques ou à base physique, donnera lieu à des temps de calcul réduits et dont la convergence est assurée (Sage, 2016). Leur utilisation n'est pas forcément moins préférable que celles de modèles plus complexes qui sont eux-mêmes résolus dans des espaces idéaux peu représentatifs de l'hétérogénéité réelle des milieux ou des surfaces solides.

2.2.1. Flux de surface

Les flux transitant en surface dans la noue sont modélisés fondamentalement par les équations de Barré de St-Venant (Grinden, 2014). Elles spécifient les hauteurs d'eau et les vitesses le long de la direction de l'écoulement. Brièvement, la mise en équation nécessite de définir la hauteur d'eau dans la noue (h(x, y, t)) à partir des cotes du fond de la noue (z = f(x, y)) et de la surface libre (z = η(x, y, t)) – h(x, y, t) = η(x, y, t) - f(x, y) – puis d'appliquer à l'échelle locale les conservations de la masse et de la quantité de mouvement :

$$\frac{\partial h}{\partial t}+\frac{\partial (hu)}{\partial x}+\frac{\partial (hv)}{\partial y}=0 \qquad \text{(Équation 1.7)}$$

$$\frac{\partial (hu)}{\partial t}+\frac{\partial (hu^2)}{\partial x}+\frac{\partial (huv)}{\partial y}=-hg\frac{\partial \eta}{\partial x}-\frac{\tau_x}{\rho}+F_x \qquad \text{(Équation 1.8)}$$

$$\frac{\partial (hv)}{\partial t}+\frac{\partial (huv)}{\partial x}+\frac{\partial (hv^2)}{\partial y}=-hg\frac{\partial \eta}{\partial y}-\frac{\tau_y}{\rho}+F_y \qquad \text{(Équation 1.9)}$$

avec u et ʒ les composantes respectives de la vitesse locale de l'écoulement dans les directions horizontale (x) et verticale (y), g l'accélération de la pesanteur, τ_x et τ_y les contraintes dues au frottement avec le fond de la noue, Fx et Fy des forces incluant les effets de l'accélération de Coriolis ou l'entraînement par le vent.

Les équations de Barré de St Venant peuvent être ensuite simplifiées en considérant l'écoulement comme étant principalement monodirectionnel ; c'est le cas pour une noue dotée d'une alimentation en tête (direction horizontale). Il est aussi possible de négliger les termes d'accélération et de gradient de pression pour réduire les équations de Barré de St Venant à une équation de continuité. La forme proposée, dite de l'onde cinématique, est une équation aux dérivées partielles de premier ordre, pouvant être notamment résolue en reliant la hauteur au débit via la loi de Manning-Strickler (García-Serrana et al., 2017b).

2.2.2. Infiltration

2.2.2.1. Physique des écoulements dans le sol

Dans un milieu poreux saturé, présentant une teneur en eau saturation (θ_s), les écoulements de l'eau dans le sol sont principalement régis par la gravité (Calvet, 2013). L'état énergétique de l'eau dans le sol, essentiellement sous forme potentielle, correspond alors à la hauteur de la colonne d'eau surmontant le point considéré ; on parle de potentiel hydrostatique. Dans des conditions saturées, l'aptitude du milieu poreux à se laisser traverser par l'eau, donnée par la conductivité hydraulique K, est égale à la conductivité hydraulique à saturation (K_s). K_s est souvent considéré comme le paramètre hydrique le plus important dans le pilotage de l'infiltration (Ahmed et al., 2014b). Les valeurs de θ_s et de K_s dépendent des caractéristiques du sol en termes de structure, de texture et de porosité. Par exemple, les matériaux grossiers (sable et gravier) présentent un K_s nettement plus élevé (potentiellement > 10^3 - 10^4 fois) que les matériaux fins (argile) du fait de leurs pores de plus grandes dimensions (Carsel and Parrish, 1988).

Dans un sol insaturé, θ varie entre la teneur en eau résiduelle (θ_r) et θ_s. Dans ces conditions, le potentiel de pression de l'eau du sol (noté h) est principalement régi par les forces de tension superficielle s'exerçant aux interfaces gaz-liquide-solide ; on parle de potentiel capillaire ou matriciel. L'équation de Richards fait référence pour modéliser de manière mécaniste les écoulements d'eau d'un milieu poreux insaturé (Aravena and Dussaillant, 2009; Richards, 1931). Elle résulte d'une généralisation de la loi de Darcy (équation de Darcy-Buckingham) et de la conservation de la masse d'eau (Roth, 2012) :

$$\vec{\nabla}.(K(\theta)\vec{\nabla}H(\theta)) = \frac{\partial\theta}{\partial t} \qquad \text{(Équation 1.10)}$$

avec H le gradient de potentiel global tel que $H(\theta) = h(\theta)-z$ avec z la charge de gravité (axe (Oz) orienté positivement vers le bas)

La résolution de l'équation de Richards nécessite de connaître les évolutions de θ en fonction de h et de K en fonction de θ (Šimůnek and van Genuchten, 2008). Il est d'usage de se référer à des relations génériques, par exemple les lois de Brooks et Corey, de Campbell ou de Van Genuchten pour modéliser ces évolutions (Šimůnek and van Genuchten, 2008; Tedoldi, 2017). La résolution s'effectue ensuite numériquement en définissant les conditions initiales et aux limites. La résolution sur un maillage spatial adapté au problème est ensuite essentiellement basée sur une méthode par différences finies ou par volumes finis ou par éléments finis. L'obtention de solutions convergentes peut se révéler assez long et fastidieux, voire même impossible dans certains cas (Farthing and Ogden, 2017). En matière d'application, les solutions donnent aux hydrologues la possibilité de caractériser finement les processus d'écoulement au sein de la matrice sol (évolution des profils verticaux de teneur en eau volumique, de potentiel matriciel, etc.), cela dans des conditions très diverses. En revanche, la reproduction fidèle de ces processus repose essentiellement sur la quantité et la qualité des mesures réalisées sur le terrain pour bien paramétrer le modèle (Turner, 2006).

De ce fait et pour des approches plus adaptées à un contexte opérationnel (quantité de mesures restreintes), il existe des modèles d'infiltration plus simples à implémenter et à résoudre. Ces derniers sont empiriques - p.ex. modèle de Horton - ou à base physique - p.ex. modèle de Green et Ampt (Green and Ampt, 1911) ou version modifiée prenant en compte le stockage de l'eau en surface de Mein et Larson (Mein and Larson, 1973). Le modèle de Horton (Horton, 1941) propose un équilibre intéressant entre simplicité de calcul et description physique de l'infiltration ; il est entre autres implémenté dans le logiciel Storm Water Management Model (SWMM) développé par l'US-EPA, et donne le taux d'infiltration dans le sol i_H à partir des taux initial i_{H0} et final i_{Hf} (Li et al., 2019) :

$$i_H = i_{Hf} + (i_{H0}-i_{Hf})\times e^{-\alpha_H t} \qquad \text{(Équation 1.11)}$$

où α_H est un facteur de retard

Quant au modèle de Green et Ampt (Green and Ampt, 1911), il est très utilisé en hydrologie urbaine pour estimer les pertes volumiques par infiltration dans le sol (Eckart et al., 2017; Freni et al., 2010; Herrera et al., 2017; Jumadar et al., 2008; Li et al., 2019). En effet, il est intégré dans le module de subsurface de plusieurs modèles développés pour concevoir et évaluer le fonctionnement hydrologique d'ouvrages de gestion à la source, tel que SWMM, PCSWMM, SUSTAIN (Ahiablame et al., 2012; Rossman, 2015) ou encore IHMORS (Herrera et al., 2017). Théoriquement, le modèle de Green et Ampt propose une vision schématique de l'infiltration en simplifiant le profil vertical de l'évolution de la teneur en eau : l'infiltration est décrite à travers la propagation d'un front d'humidification séparant le sol saturé du sol sec (Figure 1.16). En outre, ce modèle fait l'hypothèse de totale saturation du massif entre la surface et le front d'humidification.

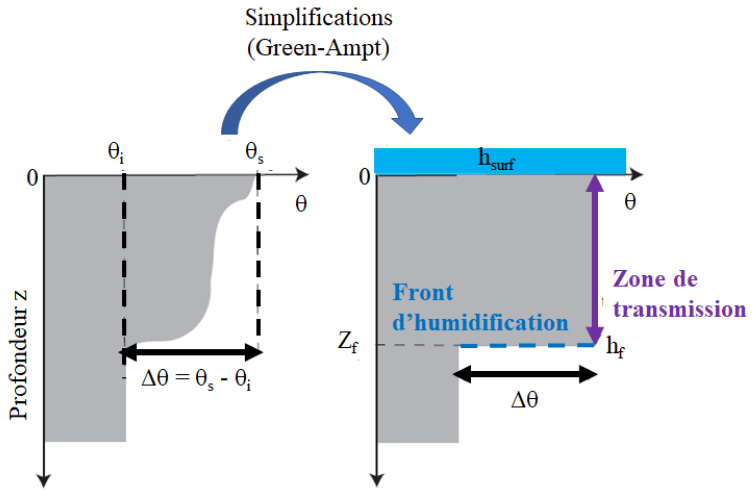


Figure 1.16. Schématisation de la simplification du processus d'infiltration proposée par Green and Ampt (1911) (figure adaptée de Rousseau (2012))

Sa mise en équation découle de la combinaison de la loi de Darcy avec l'hypothèse d'une infiltration cumulative I_{GA} uniquement dépendante de la variation de teneur en eau et de la position verticale du front d'humidification :

$$i_{GA} = K_s \times \frac{(Z_f + h_f + h_{surf})}{Z_f} \qquad \text{(Équation 1.12)}$$

avec K_s la conductivité hydraulique de la zone de transmission, considérée égale à la conductivité hydraulique à saturation, Z_f la cote de profondeur du front d'humidification, h_{surf} et h_f les charges de pression s'exerçant respectivement en surface et au niveau du front d'humidification

$$I_{GA} = (\theta_s - \theta_i) \times Z_f = \Delta\theta \times Z_f \qquad \text{(Équation 1.13)}$$

d'après Green et Ampt, I_{GA} s'exprime directement en fonction du changement de teneur en eau du milieu $\Delta\theta$, répartie de façon homogène jusqu'au front d'humidification, et de la cote Z_f

En faisant l'approximation d'un h_{surf} proche de 0 (pas ou très peu de hauteur d'eau en surface), et en combinant les deux équations précédentes, on obtient (Musy and Soutter, 1991) :

$$i_{GA} = K_s \times \left(1 + \frac{\psi_f \times \Delta\theta}{I_{GA}}\right) \qquad \text{(Équation 1.14)}$$

avec ψ_f la succion au front d'humidification qui peut être calculée avec l'équation de Van Genuchten (Herrera et al., 2017)

Une amélioration de ce modèle, pour prendre en compte les périodes avec et sans ruissellement de surface, a été proposée par Mein and Larson (1973). Typiquement, trois périodes sont considérées :

- L'intensité de la pluie (apports d'eau météorique directs sur la noue) ainsi que la quantité d'eau entrant dans la noue par unité de longueur (ruissellement) sont inférieures à K_s ; i_{GA} s'obtient directement par somme de ces deux variables notée I_{in}.

- $Ks < I_{in} \leq i_{GA|p}$ avec ici $i_{GA|p}$ le taux d'infiltration maximal du sol ; la totalité des apports s'infiltre toujours dans le sol. La partie du sol à proximité de la surface est saturée en eau.

- $Ks < i_{GA|p} < I_{in}$ et de l'eau ruisselle en surface. La capacité maximale d'infiltration $i_{GA|p}$ s'obtient toujours par combinaison des (Équation 1.12 et (Équation 1.13 mais en décomposant la cote atteinte par le front d'eau en deux termes (cote atteinte au moment de la saturation du sol et cote atteinte à tout instant t survenant après cette saturation) ; il en résulte encore que (Mein and Larson, 1973) :

$$i_{GA|p} = K_s \times (1 + \frac{\psi_f \times \Delta\theta}{I_{GA}}) \qquad \text{(Équation 1.15)}$$

avec I_{GA} l'infiltration cumulative après atteinte de la saturation du massif

Il est alors possible d'exprimer l'évolution de $i_{GA|p}$ (capacité d'infiltration après atteinte de la saturation) en fonction du temps en le remplaçant dans l'(Équation 1.15 par dI_{GA}/dt puis en intégrant l'équation aux dérivées partielles obtenue en procédant à une séparation des variables. L'intégration entre les pas de temps t-Δt et t produit l'égalité suivante (Chu, 1978; García-Serrana et al., 2017b) :

$$I_{GA}(t) - I_{GA}(t-\Delta t) = K_s \times \Delta t + \psi_f \times \Delta\theta \times \ln(\frac{I_{GA}(t) + \psi_f \times \Delta\theta}{I_{GA}(t-\Delta t) + \psi_f \times \Delta\theta}) \qquad \text{(Équation 1.16)}$$

Enfin, il existe d'autres variantes du modèle de Green et Ampt, notamment la version proposée par Chen and Young (2006) pour prendre en considération l'effet de la pente du terrain. Même si dans le cas d'une noue la pente longitudinale dépasse rarement les 5% (soit < 3°) et qu'un effet significatif de la pente sur l'infiltration par rapport à une pente nulle n'est visible qu'à partir des 18 % (environ 10°), Grinden (2014) a choisi cette version de Green et Ampt pour modéliser l'infiltration dans une noue.

Les caractérisations de Ks et de ψ_f à partir de mesures terrain sont recommandées pour modéliser l'infiltration de l'ouvrage avec les relations établies par Green et Ampt (Ahmed et al., 2015; García-Serrana et al., 2017b). Il est aussi possible d'utiliser des relations empiriques pour déterminer ψ_f (Herrera et al., 2017; Musy and Soutter, 1991). Dans les faits, le modèle de Green-Ampt est plus adapté pour décrire l'infiltration au sein d'un matériau poreux drainant au sein duquel les différences de teneur en eau sont potentiellement très contrastées (front d'humidification très marqué) ; c'est le cas pour un sol à la fois sec et grossier (Musy and Soutter, 1991).

2.2.2.2. Caractérisation expérimentale de l'infiltration

La caractérisation expérimentale de l'infiltration repose sur le suivi des paramètes hydriques du sol : K_s, θ et h.

- La conductivité hydraulique à saturation K_s

La conductivité hydraulique à saturation d'un sol se mesure sur le terrain en utilisant différentes méthodes : méthode de Porchet, méthode de Guelph, etc. Ces mesures sont caractérisées par une grande variabilité suivant la méthode de mesure utilisée (Nasri, 2013). Par ailleurs, Ahmed et al. (2015) ont montré que les mesures du Ks pouvaient varier significativement à l'échelle d'une noue et dans le temps (variation spatio-temporelle). Ces auteurs ont par conséquent recommandé de mesurer K_s en plusieurs endroits de la noue et à différentes périodes de l'année. Ces recommandations ont préconisé une répartition des points de mesure au fond de la noue mais aussi sur les talus, les K_s moyens de ces deux compartiments pouvant aussi être significativement différents (supérieur ou inférieur) (Ahmed et al., 2015). De plus, les points de mesure sont, si possible, répartis de manière uniforme sur la surface de la noue pour réduire l'incertitude sur la détermination du K_s. Pour cela, Ahmed et al. (2015) préconisèrent d'effectuer au moins 20 mesures distinctes de K_s sur une noue de moins de 350 m de long. Une telle série de mesures, réparties sur 2 à 4 profils en travers (5 à 9 points de mesure par profil), leur a permis d'estimer la moyenne géométrique du K_s avec un intervalle de confiance à 95% (IC95) valant environ 2 fois cette moyenne (Figure 1.17). De manière similaire mais sur un profil en long, Kanso et al. (2018) ont obtenu un intervalle de confiance à 80% inférieur ou égal à 2 fois la moyenne arithmétique du K_s à partir de 8 points de mesure.

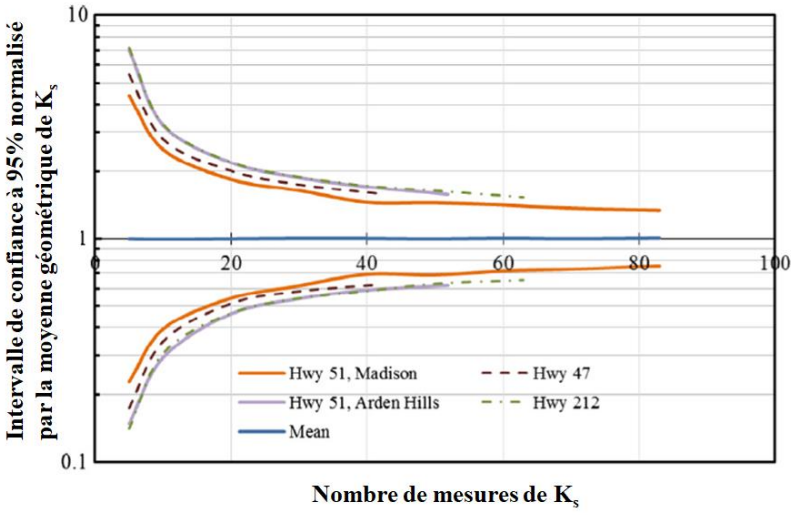


Figure 1.17. Evolution de l'IC95 normalisé par la moyenne géométrique de K_s en fonction du nombre de mesures de K_s dans 4 noues (figure extraite de Ahmed et al. (2015))

La multiplication des emplacements de mesure réduit le poids des principaux paramètres de sensibilité du K_s, à savoir : la texture du sol, la teneur en eau initiale, la macroporosité due au développement racinaire du couvert végétal, les variations de densité du sol et les dépôts sédimentaires au fond de la noue limitant l'infiltration (Ahmed et al., 2015; García-Serrana et al., 2017a). En outre, K_s varie dans les dimensions horizontale et verticale. Kanso et al. (2018) ont notamment mis en évidence des différences significatives de K_s entre des mesures réalisées en surface et à 20 cm de profondeur dans une noue de biofiltration (K_s dix fois plus faible en profondeur). Par ailleurs, les valeurs de K_s sont

dépendantes de la méthode expérimentale choisie : des rapports allant de 2 à 78 ont par exemple été trouvé par Nasri (2013) entre des mesures de K_s réalisées avec les méthodes de Porchet et de Guelph.

- La teneur en eau θ

Le suivi temporel de la teneur en eau au sein d'un massif permet d'estimer l'évolution de son stock d'eau (Bordoni et al., 2017). Il résulte de l'intégration spatiale des teneurs en eau volumiques mesurées via un réseau de capteurs suffisamment dense pour couvrir l'ensemble de l'ouvrage. Il est directement lié aux capacités d'infiltration et de drainage du massif. Pour comparer les réponses hydrodynamiques de plusieurs massifs, il est d'usage de normaliser les stocks d'eau, calculés sur un pas de temps t, par les volumes d'eau maximum pouvant être stockés au sein des systèmes (volumes d'eau à saturation). L'opération permet alors de comparer les évolutions des degrés de saturation hydriques entre les systèmes (S_r).

Cette méthode a été suivie par Monrabal-Martinez et al. (2018) pour mettre en évidence puis comparer les fonctionnements hydrauliques (infiltration) de deux noues de filtration et d'une noue de biofiltration. Ils ont pu décomposer la réponse hydraulique de ces trois noues en 4 phases distinctes, chacune répondant à un changement de variation de la fonction temporelle $S_r(t)$ (Figure 1.18) :

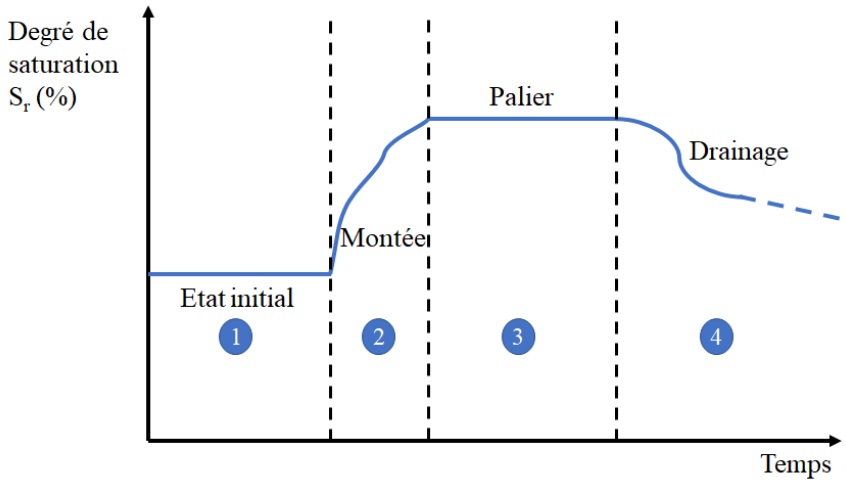


Figure 1.18. Evolution du degré de saturation du massif d'une noue lors d'un évènement pluvieux (d'après les résultats de Monrabal-Martinez et al. (2018))

- Une phase initiale qui précède l'évènement de ruissellement,

- Une première phase de transition pendant laquelle S_r croît en raison du volume d'eau infiltré dans la noue,

- Une phase stationnaire (palier de saturation) où S_r atteint un état équilibre entre les apports d'eau par infiltration et les pertes hydriques par drainage,

- Une deuxième phase de transition pendant laquelle Sr décroît. Elle intervient généralement en fin d'évènement pluvieux, lorsque les pertes par drainage surpassent les apports en entrée d'ouvrage.

Les allures des phases d'équilibre et de drainage ont été ensuite modélisées empiriquement par Monrabal-Martinez et al. (2018) ; trois variables ont été retenues pour modéliser le fonctionnement hydraulique des noues, la pente longitudinale, la conductivité hydraulique à saturation et le débit d'entrée. Par exemple, le débit d'eau infiltrée au sein du massif pendant la phase stationnaire s'obtient en calibrant les paramètres du modèle avec les données expérimentales ; Q_{inf} s'exprime tel que :

$$\frac{Q_{inf}}{g^{\frac{1}{2}}(ld)^{5/4}} = \omega\left(\frac{K_s}{g^{\frac{1}{2}}(ld)^{\frac{1}{4}}}\right)^{\alpha}\theta_{long}{}^{\beta}\left(\frac{Q_{in}}{g^{\frac{1}{2}}(ld)^{5/4}}\right)^{\gamma} \quad \text{(Équation 1.17)}$$

avec ω, α, β, γ les coefficients du modèle empirique, l la largeur de la noue, d l'épaisseur du massif, g l'accélération normale de pesanteur terrestre, Q_{in} le débit injecté dans la noue et Q_{inf} le débit d'eau infiltré dans la noue.

Ce type de modélisation donne *a priori* des résultats conformes aux données expérimentales pour des massifs homogènes très perméables (p.ex. massif sableux) (Monrabal-Martinez et al., 2018).

- Le potentiel matriciel h

Il est possible de suivre en continu le potentiel matriciel dans le sol via l'implantation de tensiomètres, positionnés si possible à proximité des sondes de teneur en eau pour reconstruire expérimentalement la courbe h(θ) (Figure 1.19). Les mesures peuvent ensuite servir de données de calibration dans le cadre d'une modélisation du fonctionnement hydrodynamique de l'ouvrage.

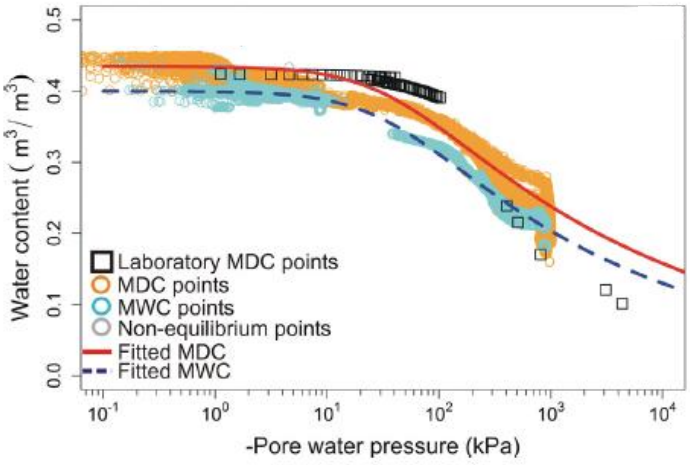


Figure 1.19. Reconstruction d'une courbe h(θ) à partir de mesures terrain par des sondes de teneur en eau et des tensiomètres (figure extraite de Bordoni et al. (2017))

2.2.3. Evapotranspiration

L'évapotranspiration ET intègre les pertes par évaporation du sol et transpiration du couvert végétal. Elle dépend du (i) type de végétation, (ii) des conditions météorologiques (vent, températiure), (iii) des caractéristiques du sol (texture) et (iv) de la teneur en eau du milieu poreux (Pirone et al., 2015). Parmi les méthodes disponibles pour estimer l'ET d'un sol recouvert d'une végétation (cas fréquent pour une noue), l'équation de Penman-Monteith fait référence pour la FAO et l'American Society of Civil Engineers (ASCE) (Jennings et al., 2015; Pirone et al., 2015). La FAO propose différentes aproches en fonction du type de végétation :

- Dans le cas d'un couvert végétal idéal (typiquement un couvert enherbé de faible hauteur) :

$$ET=ET_0=\frac{0{,}408\Delta_s(R_n-G)+\gamma\frac{900}{T_e+273}u_2(e_S-e_a)}{\Delta_s+\gamma(1+0{,}34u_2)} \quad \text{(Équation 1.18)}$$

avec ET_0 l'évapotranspiration de référence (en mm/j), Δ_s la pente de la courbe de pression de vapeur (en kPa/°C), R_n le rayonnement net à la surface de la végétation (en MJ/m²/j), G la densité de flux thermique du sol (MJ/m²/j), T_e la température moyenne journalière de l'air à 2 m de hauteur (°C), u_2 la vitesse du vent à 2 m de hauteur (en m/s), e_s la pression de vapeur saturante (en kPa), e_a la pression de vapeur lors de la mesure (en kPa), γ la constante psychrométrique (en kPa/°C). Il est à noter qu'il est possible de définir les paramètres de l'(Équation 1.18 au pas de temps horaire pour estimer ET en mm/h (Jennings et al., 2015).

- Dans le cas d'un couvert végétal qui s'écarte du cas idéal, ET s'estime à partir de ET_0 et d'un coefficient plus ou moins complexe à calculer numériquement. Ce coefficient peut rassembler à la fois les processus de transpiration et d'évaporation sous une seule valeur (cas simple) ou être décomposé en deux coefficients, chacun représentatif d'un des deux processus précités (cas complexe). Dans le cas simple :

$$ET=k_{cb}\times ET_0 \quad \text{(Équation 1.19)}$$

avec k_{cb} le coefficient cultural de base et ET_0 l'évapotranspiration de référence.

S'il est souhaité une modélisation plus fine des processus (Pirone et al., 2015) :

$$ET=(k_{cb}\times k_s+k_e)\times ET_0 \quad \text{(Équation 1.20)}$$

avec k_s le coefficient de stress hydrique et k_e le coefficient d'évaporation du sol.

D'autres modèles alternatifs à l'équation de Penmann Monteith existent pour estimer l'évapotranspiration. Par exemple, dans le cas où les données relatives au rayonnement solaire, à l'humidité relative et/ou à la vitesse du vent sont manquantes, il est possible d'estimer ET en calculant ET_0 avec l'équation de Hargreaves (Bordoni et al., 2017; Li et al., 2019) :

$$ET=ET_0\times k_{cb}=0{,}0135\times 0{,}408R_0\times(T_e+17{,}8)\times\sqrt{T_{max}-T_{min}}\times k_{cb} \quad \text{(Équation 1.21)}$$

avec ET en mm/j, R_0 le rayonnement terrestre extra-terrestre (en MJ/m²/j), T_{max} et T_{min} les températures journalières de l'air maximale et minimale (en °C).

2.3. Indicateurs de performances hydrologiques et études expérimentales

Les indicateurs de performances hydrologiques d'une noue sont essentiellement définis à partir des hydrogrammes des flux entrant et sortant (Figure 1.20). Un évènement pluvieux, schématisé par un hyétogramme de pluie, génère en entrée de noue un hydrogramme caractérisé par un débit de pointe $Q_{p|in}$ et un centroïde C_1 (centre de gravité de l'aire sous la courbe d'évolution temporelle du débit). La réponse hydrologique de la noue comprend un flux de surface, marquée par un débit de pointe $Q_{p|over}$ et un centroïde C_2, et un flux de subsurface de débit de pointe $Q_{p|sub}$ et de centroïde C_3. Les performances hydrologiques de la noue s'évaluent entre autres en calculant les abattements du débit de pointe (ΔQ_p et ΔQ_{sub}) et le temps de décalage du centroïde (T_{lag}) entre les hydrogrammes d'entrée et de sortie (Figure 1.20). En matière d'interprétation des résultats, un ΔQ_p élevé témoigne d'un bon écrêtement du débit de l'évènement pluvieux par la noue et un fort T_{lag} est le signe d'un temps de séjour ou d'un temps de passage conséquent de l'eau au sein de l'ouvrage.

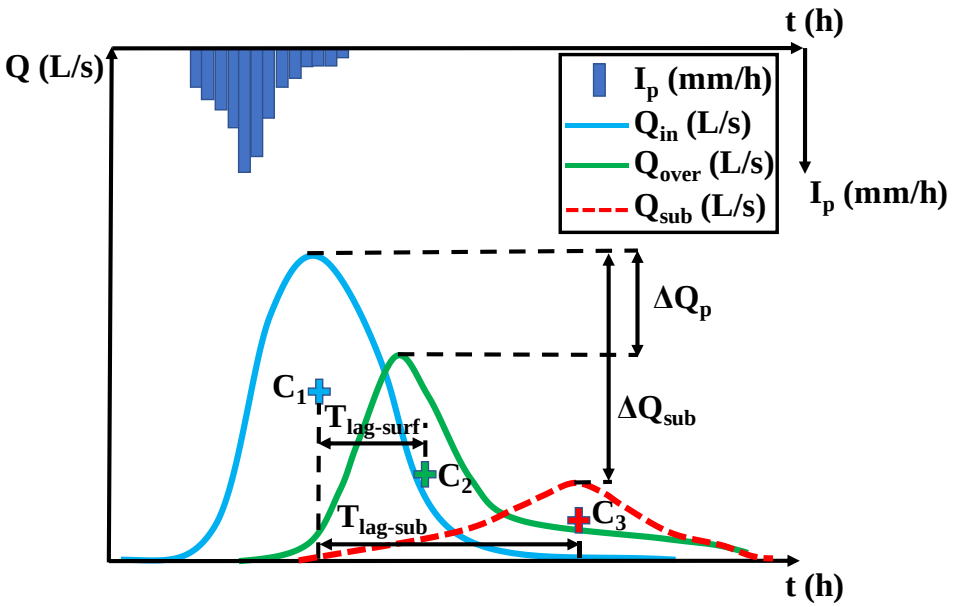


Figure 1.20. Hyétogramme de pluie (intensité de pluie I_p en mm/h) et hydrogrammes associés (débit d'entrée Q_{in}, débits de sortie Q_{over} et Q_{sub} de la noue)

$$\Delta Q_p(\%)=\frac{Q_{p|in}-Q_{p|over}}{Q_{p|in}}\times 100 \quad \text{(Équation 1.22)}$$

$$\Delta Q_{sub}(\%)=\frac{Q_{p|in}-Q_{p|sub}}{Q_{p|in}}\times 100 \quad \text{(Équation 1.23)}$$

Les ΔQ_p varient en fonction des caractéristiques de l'évènement d'entrée (cumul et intensité de l'évènement pluvieux) et de la position du pic de débit de pointe (par rapport au cumul de pluie précédant le pic). ΔQ_p diminue lorsque l'intensité de la pluie ou que la teneur en eau du sol augmente (Rujner et al., 2018a). En termes de dynamique, des ΔQ_p significatifs sont observés lors des petits évènements et des évènements modérés (cumul < 20 – 30 mm), ce qui n'est pas le cas lors d'évènements extrêmes (Davis et al., 2012). Un débit de pointe survenant alors que les capacités hydrauliques de la noue sont proches de leur maximum sera aussi moins abattu que s'il a lieu au début de l'évènement (Winston et al., 2019). En dépit de fluctuations notables, les noues ont tendance à générer des débits de sorties plus faibles plus les débits en entrée de noue sont faibles (Davis et al., 2012), corroborant leur capacité à capter entièrement les petits évènements pluvieux (sans générer de ruissellement en aval) (Figure 1.21).

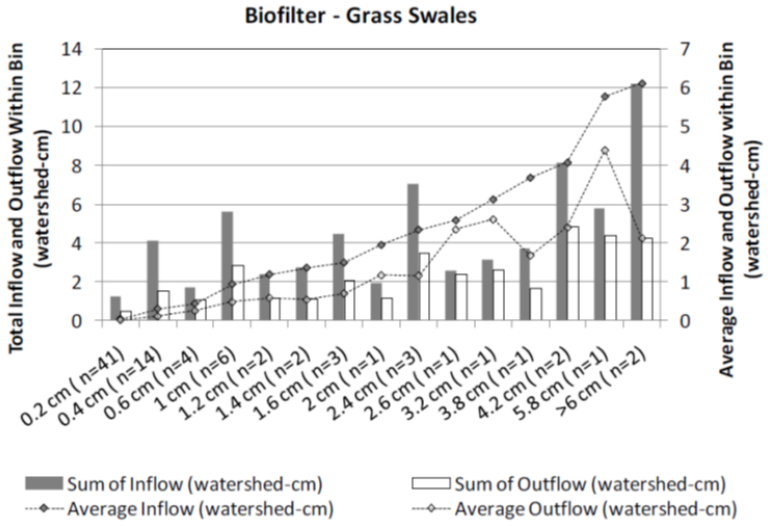


Figure 1.21. Peformances hydrologiques des noues référencées dans l'ISBD (extrait de Poresky et al. (2011))

Le temps de décalage du centroïde est lui aussi fonction des caractéristiques de la noue et de l'évènement pluvieux. Le T_{lag} de surface, $T_{lag\text{-}surf}$, sert à estimer le temps de concentration en aval de la zone drainée par la noue (Rujner et al., 2018a). Il décroît lorsque l'intensité de l'évènement pluvieux ou la teneur en eau initiale du massif augmente (Rujner et al., 2018a). Par ailleurs, il semble être impacté par les dimensions de la noue, Knight et al. (2013) ayant estimé un très faible $T_{lag\text{-}surf}$ (30 s) sur une noue 250 fois plus petite que sa zone contributive (Tableau 1.1). Quant au T_{lag} du flux infitré, $T_{lag\text{-}sub}$, il donne une idée du temps de séjour des eaux au sein du massif (Liu and Fassman-Beck, 2017).

En outre, il est possible d'estimer le temps de séjour de l'eau à la surface d'une noue en calculant le temps séparant les débits de pointe $Q_{p\,|\,in}$ et $Q_{p\,|\,over}$ (Winston et al., 2019). A ce sujet, la littérature technique préconise un temps de séjour minimal de 9 min pour favoriser les processus de rétention de la pollution au sein de la noue (Winston et al., 2019; Woods Ballard et al., 2015).

Tableau 1.1. Performances hydrologiques de noues (extraites de la littérature)

Référence	Noue									Alimentation		Performances hydrologiques				
	Nom	Type	L (m)	θ_{long} (%)	l (m)	Sol	T_{ser}[a] (ans)	S_{active}[b] (m²)	R_{NSC} (%)	Q_{in} *(L/s)* ou pluie (mm)	Volume (m^3)	Abattement volumique (%)			Abattement ΔQ_p (%)	T_{lag} (min)
												min-max	Moyenne μ	Médiane δ		
[1]	Maitland Swale	Std[c]	53				6			*0,43 - 3,78*	8,1 - 40,9	25,9 - 100	60,7	58,5		
[2]	Taiwan Swale	Std	30	1						*0,86 - 4,2*						5,5 - 18
	Virginia Swale	Std	274,5	3						< 12,7			100			
[3]	6 noues	Std	5 ou 10	1 - 7,3						*0,32 - 0,77*		33 - 66				
[4]	6 noues	Bio[d]	20 - 142	0,1 - 2,1	1 - 6 (f[f])			760 - 8640					47			
[5]	Södra Hamnleden	Std	110	1	2,7 (t[g])			990	35	< 2 / 2,7 - 17,2		100 / 11 - 90	44,6	40		
[6]	No-FS Swale		137	1,6				2240	139	Evt modérés[l]		27,1 - 62,7				
	FS Swale		198	1,2				2250	192	Evt modérés		27,1 - 62,7				
[7]	Jones Elementary School Swale	Std	10,4	1	1 (t)	SA-CL[h]	1	2453	0,4	1,0 - 42,4 (δ = 9,1)		0-80	23			0,5
	3 noues	Std	30 à 35	1 ou <1	3 - 6,1 (t)					0,5 - 2,0	2		52		61 (max)	
[9]	Xativa Swale	Sèche[e]	275		1,7 (f)			7000	6,7	< 23,8[*]			100[*]			
[10]	2 noues (chaîne de traitement)		15 et 35	0,5	4					18 - 105,4 (δ = 29,8)		8,9 - 74,4	36,2	37,6		
[11]	Bioswale A	Bio	5		2,7 (f)	SL[i]		68	20	2 - 26,2 (δ = 4,5)			98,3			
	Bioswale B	Bio	5		2,7 (f)	SL		68	20	2,5 - 39,4 (δ = 5,8)			77,7			
[12]	Noue 0 an	Bio	2,4				0	37,2	6	*0,033 - 1,57*	946 / 3774		100			
	Noue 2 ans	Bio	2,4				2	37,2	6	*0,033 - 1,57*	946 / 3774	42 - 100				
	Noue 10 ans	Bio	2,4				10	37,2	6	*0,033 - 1,57*	946 / 3774	30 - 100				
[13]	Swale 1	Std	30	1,5	4 - 5,7	LS[j]				*1,06 / 2,66*	1,95 / 4,94	23 - 82 / 15 - 54	50 / 30	47,5 / 26	27,1 (μ) / 9,7 (μ)	7 - 15
	Swale 2	Std	30	0,7	4 - 5,7	SAL[k]				*1,05 / 2,64*	1,96 / 4,85	35 - 73 / 23 - 37	46,5 / 29,8	41 / 29,5	27,3 (μ) / 11 (μ)	5 - 12
[14]	Pre-retrofit Mango Creek Swale	Sèche	33,5	1,7	6,4 (t)			4600	4,7	2,5 - 51,3	8,2(δ) / 14,9(μ)		20	7	24 (δ) / 48 (μ)	14 (<19)[α] 8 (≥19)[β]
	Post-retrofit Mango Creek Swale	Sèche	33,5	1,7	6,4 (t)			4600	4,7	2,5 - 108	8,4(δ) / 17,4(μ)		17	20	75 (δ) / 44 (μ)	18 (<19)[α] 12 (≥19)[β]
[15]	3 noues	Std	29 à 100		1,2 à 1,6			460 à 1676	5,4 à 10,2	13,2 - 18 (μ)			> 50			
[16]	Asheville Highway Swales (2 noues)	-	210 et 230	2,5 et 1,5	0,46 (f)			2600	8[**]	2,8 - 138,9		54 - 100	87,2			
[17]	Plusieurs noues	-	2840	1		[***]				0,4 – 96,9		0,1 - 73,3 L/m²[ψ] 0,08 – 58,1 L/m²[ω]				

[1]Yousef et al. (1987), [2]Yu et al. (2001), [3]Bäckström (2002), [4]Barrett (2005), [5]Bäckström et al. (2006), [6]Davis et al. (2012), [7]Knight et al. (2013), [8]Lucke et al. (2014a), [9]Perales-Momparler et al. (2014), [10]Jia et al. (2015), [11]Jiang et al. (2017), [12]Osouli et al. (2017), [13]Rujner et al. (2018), [14]Winston et al. (2019), [15]Wu and Allan (2018), [16]Young et al. (2018), [17] Wang et al. (2019). [*]Excepté une pluie, [**]Calculé par rapport au fond de la noue, [***]Perméabilité à saturation = 10^{-5}m/s, [a]Temps de service, [b]Surface active, [c]Noue standard, [d]Noue de biofiltration ou de biorétention, [e]Noue sèche, [f]largeur du fond, [g]largeur totale, texture USDA sandy clay loam, [i]texture USDA silt loam, [j]texture USDA loamy sand, [k]texture USDA sandy loam, [l]évènements pluvieux modérés, [α]Médiane du temps entre les 2 pics de débit de pointe (entrée – sortie) pour les pluies < 19 mm et [β]pour les pluies ≥ 19 mm, [ψ]par m² de surface de la zone drainée, [ω]par m² de la surface de l'ouvrage

Par ailleurs, le temps de passage des eaux au sein du massif ($T_{sej\,|\,sol}$) peut s'estimer à partir de son volume poral actif, calculé à partir de la différence entre θ_s et la teneur en eau à la capacité au champ (teneur en eau volumique θ_{fc} obtenue après 48h de drainage libre du massif initialement saturé en eau), et du débit moyen en entrée de noue ($Q_{in\,|\,moy}$) tel que (Flanagan et al., 2019) :

$$T_{sej\,|\,sol} = \frac{V_{t\text{-}sol} \times (\theta_s - \theta_{fc})}{Q_{in\,|\,moy}} \qquad \text{(Équation 1.24)}$$

D'un point de vue volumique, les noues sont capables d'abattre à des degrés variables les volumes d'eau de ruissellement :

- La noue peut capter intégralement le volume généré par une pluie. Le cumul de pluie intégralement abattu par une noue fluctue entre 2 et 24 mm (Tableau 1.1) ; il dépend des conditions antécédentes de temps sec, des capacités de drainage de l'ouvrage et des dimensions de la noue par rapport à sa surface d'apport en ruissellement (Perales-Momparler et al., 2014).

- La noue peut abattre significativement le volume d'eau généré par l'évènement pluvieux (Tableau 1.1) – les abattements dépendent des caractéristiques de l'évènement pluvieux (cumul, intensité) (Davis et al., 2012; Rujner et al., 2018a), des capacités d'infiltration de la noue (Osouli et al., 2017) et de son état de saturation initial (Rujner et al., 2018a).

- La noue est cantonnée à un rôle de transport sans abattement significatif du volume lors des évènements pluvieux extrêmes (Davis et al., 2012; Winston et al., 2019).

2.4. **Modélisation ou simulation du fonctionnement hydraulique des noues dans la littérature**

Quelques travaux antérieurs se sont intéressés à la modélisation du fonctionnement hydraulique d'une noue et/ou à la simulation de ses performances hydrologiques. Ils s'appuient soit sur des modèles commerciaux ou en libre accès sur Internet, qui permettent de modéliser de façon dynamique la transformation pluie-débit en intégrant tout ou partie des différents processus hydrologiques siégeant au sein de la noue (ruissellement, évaporation ou évapotranspiration, infiltration, rétention), soit sur des modèles personnalisés – souvent à base physique - conçus pour répondre aux objectifs d'une étude donnée (Tableau 1.2). Les principaux résultats de ces études sont donnés dans le Tableau 1.3.

Tableau 1.2. Présentation des études focalisées sur la modélisation ou la simulation du fonctionnement hydrologique d'une noue

Référence	Modèle	Détails de la modélisation	Objectif(s) de l'étude
[1]	MUSIC	Modèle pluie-débit conceptuel, propagation du ruissellement avec la méthode de Muskingum-Cunge	Comparaison des débits à l'exutoire d'un BV : deux configurations testées, avec et sans noue de biorétention. Comparaison entre les configurations avec noues, avec parkings perméables et avec toitures végétalisées

Tableau 1.2 (suite)

Référence	Modèle	Détails de la modélisation	Objectif(s) de l'étude
[2]	SWMM	Cascade de résevoirs non linéaires (ruissellement, rétention, infiltration, évaporation) Infiltration : Horton Modèle paramétré en entrée avec des données hypothétiques	Simulation puis comparaison des performances hydrologiques (réduction du volume ruisselé) d'un BV aménagé avec et sans noues. Plusieurs scenarii de pluies testés pour estimer les effets de cumuls, temps de pluie et positions du pic de débit de pointe différents sur les performances des noues
[3]	Personnalisé	Ruissellement : équations de Barré de Saint-Venant. Infiltration : Green et Ampt modifié en utilisant la version proposée par Chen et Young. Modèle paramétré avec des données hypothétiques, 2 solveurs d'équation utilisés sur Matlab	Etude de sensibilité Evaluation des limites, forces et faiblesses du modèle
[4]	SWMM	Série de réservoirs rectangulaires non linéaires Infiltration : Green et Ampt Modèle paramétré avec des données expérimentales (texture, Ks, teneurs en eau initiales) ou estimées par calcul (p.ex. succion estimée en utilisant le module Rosetta (Hydrus))	Vérification de l'hypothèse d'une quasi-totale infiltration de l'eau au sein de la bande enherbée (très peu d'infiltration au sein du lit de la noue), cela dans plusieurs conditions d'alimentation (pluie de type bloc, pluie réelle, chronique de pluie). Etude de sensibilité (profondeur de stokage en surface, coefficient de Manning, déficit hydrique initial, K_s, pente de la bande enherbée, ratio {bande enherbée + talus noue} / route)
[5]	Personnalisé	Ruissellement : onde cinématique (simplification de Barré de Saint-Venant) avec prise en compte d'un écoulement en doigt et des apports d'eau météoriques sur toute la surface de la noue Infiltration : Green et Ampt modifié (Mein et Larson) en utilisant la méthode d'intégration proposée par Chu. Positions de la nappe d'eau souterraine ou d'une couche imperméable proche de la surface non considérées. Dans un premier temps, modèle paramétré en partie avec des données expérimentales (K_s, déficit de teneur en eau, ψf) sans calibration (validation du modèle). Puis tests avec calibration du K_s.	Construction d'un modèle hydraulique adapté aux conditions d'alimentation d'une noue de bord de route (alimentation latérale, introduction du concept de mouillage partiel du talus par le ruissellement en provenance de la route) Validation du modèle (différents scenarii en termes d'intensité de pluie et de déficit de teneur en eau initiale) Evaluation des capacités d'infiltration du talus et du fond de la noue Etude de sensibilité sur le volume infiltré (K_s)
[6]	Mike SHE	Ruissellement : onde dynamique (simplification de Barré de Saint-Venant), résolution par différences finies s'appuyant sur un modèle numérique de terrain de résolution 0,1 m x 0,1 m Infiltration : Richards dans une dimension (verticale) Plusieurs méthodes de calibration testées (paramètres des relations de Van Genuchten-Mualem, conductivité hydraulique, Manning, capacité de stockage en surface) : à partir d'un évènement particulier (4 évènements testés) ou de deux évènements	Modélisation des hydrogrammes et des variations de teneur en eau mesurés expérimentalement – confirmation de la réduction de la noue à un rôle de transport dans le cas de pluies intenses Evaluation des conditions initiales (déficit de teneur en eau et intensité de l'évènement) les plus favorables à modéliser avec Mike SHE

[1](Lloyd et al., 2002) [2](Qin et al., 2013) [3](Grinden, 2014) [4](Flanagan et al., 2017) [5](García-Serrana et al., 2017b, 2018b) [6](Rujner et al., 2018b)

Tableau 1.3. Bilan des résultats obtenus par les études modélisant la réponse hydraulique d'une noue ou simulant leurs performances hydrologiques

Référence	Modèle	Principaux résultats
[1]	MUSIC	Réduction de 51 à 100 % du ruissellement à l'exutoire du BV doté d'une noue
[2]	SWMM	Paramètre le plus sensible : capacité de rétention de l'eau en surface
		Importance de la forme de l'hydrogramme d'entrée (position du pic de débit de pointe placé en début d'évènement (position < 20% temps de pluie) engendre une meilleure réduction du volume)
		↑ Temps de pluie = ↓ réduction du volume ruisselé
		Emprise au sol réduite des noues par rapport aux toitures végétalisées, desservant la réduction du volume à l'échelle du BV
[3]	Personnalisé	Modèle capable de générer des réponses contrastées en fonction du type de sol choisi (type de sol = paramètre sensible)
		↑ Pente longitudinale = ↓ hauteur d'eau dans la noue
		Modèle plus sensible à n_{rug} qu'à la pente longitudinale
		Difficulté du modèle à simuler les petites hauteurs d'eau dans la noue (oscillations du profil des vitesses de l'eau), a fortiori si n_{rug} est faible et que la pente longitudinale est forte
		Instabilité du code dans le cas de faibles hauteurs d'eau pour le modèle couplant hydraulique de surface et infiltration en raison du pas de temps de résolution (problème de convergence du solveur)
[4]	SWMM	Paramètres très sensibles : K_s et intensité de la pluie
		Pente latérale et n_{rug} peu sensibles (sauf si $n_{rug} << K_s$)
		Infiltration plus importante en cas de θ_i plus faible
		Infiltration quasi-totale dans la bande enherbée et le talus de la noue
		Limites de SWMM : répartition uniforme de l'écoulement (cas trop idéal), pas de modélisation de l'évapotranspiration, structure de la route sous la bande enherbée non prise en compte dans le drainage du massif
[5]	Personnalisé	Infiltration dans le talus ≥ 75% du volume total infiltré
		Modèle capable dans l'ensemble de restituer les différences entre les réponses hydrauliques d'un sol plus ou moins sec au départ mais capacité plus restreinte à modéliser la réponse d'un sol sec
		↑ Déficit hydrique initial de la matrice sol = ↑ volume infiltré
		Analyse de sensibilité : K_s est le paramètre le plus influent du modèle (infiltration), la succion au front d'humidification et le déficit de teneur en eau peuvent l'être dans une moindre mesure
		Limites : validation avec une mesure de débit uniquement lors de l'état stationnaire, surestimation du volume infiltré par le modèle (100% plutôt que 90%) pour un K_s élevé (K_s est ici normalisé à la fois par l'intensité de la pluie et par le ratio largeur noue/largeur route), surestimation du Ks moyen mesuré expérimentalement en raison du protocole de mesure (mesures après les alimentations en eau successives), pas de valeur intermédiaire du K_s testée dans le modèle (uniquement un faible et un fort K_s)
[6]	Mike SHE	Résultats du modèle moins bons pour les cas faible débit d'alimentation et sol initialement sec – moins bon pouvoir prédictif des jeux de paramètres obtenus dans des conditions sèches
		Mike SHE peu sensible aux variations spatiales de θ d'où les difficultés de modélisation dans le cas du sol sec (conditions humides : les processus hydrauliques prévalent sur les hétérogénéités de θ)
		Débits de pointe bien reproduits par le modèle dans le cas d'une pluie bloc
		Résolution élevée du maillage (MNT) : meilleure gestion du stockage de l'eau en surface
		Besoin de plus de sondes de mesure de θ pour améliorer la calibration de l'évolution temporelle de θ en profondeur (en-dessous de 5 cm de profondeur, sous-estimation par rapport à la mesure expérimentale intégrant les 21 premiers cm)

Tableau 1.3 (suite)

Référence	Modèle	Principaux résultats
		Besoin de mesures de hauteur d'eau plus nombreuses et plus précises pour mieux calibrer son évolution dans l'ouvrage
		Limite : tests de pluies d'intensité constante (tester des évènements réels dans le modèle)

[1](Lloyd et al., 2002) [2](Qin et al., 2013) [3](Grinden, 2014) [4](Flanagan et al., 2017) [5](García-Serrana et al., 2017b, 2018b) [6](Rujner et al., 2018b)

Le choix d'un modèle doit intégrer à la fois les objectifs de l'étude, la quantité et la qualité des données à renseigner pour le paramétrer. Le temps de calcul pour trouver des solutions qui convergent doit aussi être pris en compte. La modélisation du fonctionnement hydraulique d'une noue nécessite de coupler deux sous-modules, un module de ruissellement de surface et un module d'infiltration de l'eau dans la matrice sol. Ces sous-modules peuvent s'appuyer sur les équations mécanistes, sur des cas particuliers de résolution de ces équations, sur des modèles simplifiés à base physique ou sur des modèles empiriques (Furman, 2008; Kaykhosravi et al., 2018; Li et al., 2019).

Les modèles opérationnels (p.ex. SWMM, Mike SHE) sont intéressants pour estimer avec un niveau de précision acceptable les bilans hydrologiques et les formes des hydrogrammes de sortie (Flanagan et al., 2017; Rujner et al., 2018b). Leur paramétrisation est peu consommatrice en données expérimentales, l'acquisition de quelques informations sur la texture du sol, sur les teneurs en eau initiales et sur le K_s étant suffisante pour obtenir des bilans volumiques satisfaisants (Flanagan et al., 2017). Il est aussi possible de calibrer ces modèles à partir des réponses hydrauliques de la noue obtenues expérimentalement (Rujner et al., 2018b). En matière d'application, ces modèles semblent particulièrement adaptés à une estimation sur le long terme des performances de l'ouvrage. Ils parviennent aussi à reproduire plus ou moins convenablement la forme de l'hydrogramme de sortie (valeurs de Q_p et T_{lag}), même si dans certaines études ces résultats sont à tempérer du fait des conditions d'alimentation particulière de l'ouvrage (pluies de type bloc) (García-Serrana et al., 2017b; Rujner et al., 2018b). En revanche, ils peuvent présenter plus de difficultés à reproduire la réponse des noues dans des cas critiques, notamment quand la matrice sol est marquée par un déficit hydrique initial important ou que le débit d'alimentation est faible (Rujner et al., 2018b).

Quant aux modèles bâtis pour les besoins d'une étude donnée, sur des bases mécanistes et/ou physique simplifiées, ils ne sont pas forcément plus précis que les précédents dans l'estimation des bilans volumiques. Ils peuvent être optimisés dans le cadre d'une meilleure prise en compte des observations terrain. C'est le cas pour la répartition du flux d'eau en entrée de noue, qui épouse des formes de doigt dans le cadre d'une alimentation latérale (García-Serrana et al., 2017a). García-Serrana et al. (2017b) ont choisi d'intégrer cette répartition non homogène de l'eau dans leur modèle, tranchant avec l'hypothèse inadéquate traditionnelle de répartition homogène de la nappe de ruissellement sur le talus (p.ex. sous SWMM) (Flanagan et al., 2017). En outre, ces modèles peuvent intégrer des versions

mieux adaptées de Green et Ampt au fonctionnement d'une noue, en prenant en compte l'effet de la pente sur l'infiltration (Grinden, 2014) ou du temps (García-Serrana et al., 2017b). Ils peuvent alors se montrer plus robustes pour estimer les volumes infiltrés au sein de la noue dans des conditions hydriques contrastées (déficit hydrique initial, K_s) (García-Serrana et al., 2017b; Grinden, 2014), sans pour autant parvenir à atteindre le même justesse de réponse dans le cas d'un sol sec par rapport à une condition humide. Il est préférable de confronter ces modèles à des données terrain pour valider leur capacité à décrire physiquement les processus hydrauliques. En outre, leur implémentation passe par la mise en place de schémas d'analyse numérique, parfois assez complexes (García-Serrana et al., 2017b; Grinden, 2014).

Les conditions les plus difficilement modélisables restent, pour n'importe quel modèle, les faibles hauteurs d'eau dans la noue. En effet, dans ces circonstances, les solutions peinent à converger ou le coefficient de Manning n_{rug} choisi n'est pas adapté (Grinden, 2014; Rujner et al., 2018b). Quant à l'infiltration, les conditions sèches sont les plus délicates à apréhender. L'estimation par des mesures sur le terrain du K_s, paramètre le plus sensible dans le cas d'une modélisation par Green et Ampt (Flanagan et al., 2017; García-Serrana et al., 2018b), est souvent sous-estimé par rapport à sa valeur réelle dans des conditions sèches (García-Serrana et al., 2017b). Comme évoqué précédemment, le modèle de Green-Ampt est aussi limité pour modéliser l'infiltration dans le cas où le sol présente un fort déficit hydrique. La phase de transition, survenant juste après le début de l'infiltration, est caractérisée par une forte hétérogénéité spatiale de teneur en eau qui n'est pas prise en compte par le modèle. Pour pouvoir décrire les évolutions spatiales et temporelles de teneur en eau du massif, il est préférable d'utiliser un module d'infiltration basé sur les équations de Richards. C'est l'option retenue par Rujner et al. (2018b), qui ont pu comparer les profils de teneur en eau donnés par le modèle (disrétisation suivant la profondeur sur un pas de 2,5 cm de 0 à 20 cm) au profil de teneur en eau mesuré sur le terrain par une sonde intégrant le volume des 21 premiers centimètres de sol (Figure 1.22).

Les profils sont similaires avec celui obtenu expérimentalement pour la couche de sol de surface (profondeur 0 – 5 cm) mais s'en écartent ensuite nettement pour les strates plus profondes. Le profil moyen des teneurs en eau modélisées ne restranscrit pas non plus celui mesuré expérimentalement (Figure 1.22). Cela serait dû à une forte hétérogénéité spatiale de teneur en eau qui n'est pas captée par les mesures terrain dû au seul capteur positionné ; d'où le besoin de mesures précises et nombreuses pour améliorer la modélisation des variations hydriques du sol. Des conclusions similaires ont été rapportées par Stewart et al. (2017) et Kanso et al. (2019), respectivement dans le cadre d'une modélisation de l'infiltration au sein d'une cellule de biorétention et d'une bande enherbée avec Hydrus 2D : dans le cas d'un sol sec, potentiellement marqué par des fissures et donc des écoulements préférentiels, les données modélisés sous-estiment ou sur-estiment les teneurs en eau mesurées expérimentalement (en fonction de son emplacement et de son volume de mesure, une sonde de teneur en eau détectera ou non les variations hydriques).

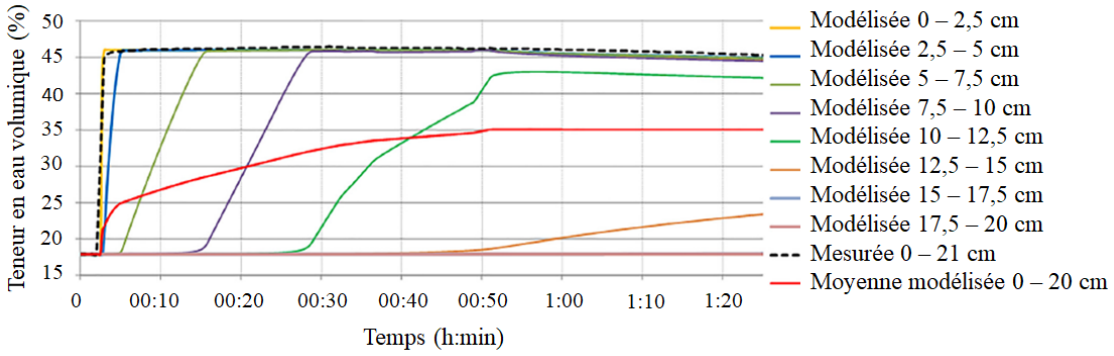


Figure 1.22. Comparaison des profils de teneur en eau volumique donnés par Mike SHE avec le profil mesuré par une sonde intégrant le volume de sol entre 0 et 21 cm de profondeur (modifiée de Rujner et al. (2018b))

Résumé

- Dans des conditions d'état hydrique (sol) standard ou humide et/ou d'alimentation de la noue à débit modéré-élevé :

Bonne capacité d'un modèle hydrologique ou à base physique à estimer les volumes infiltrés et à reproduire la forme des hydrogrammes (après calibration ou paramétrisation avec des données terrain).

- Dans des conditions d'état hydrique sec et/ou d'alimentation de la noue à faible débit :

Modélisation de l'infiltration généralement sous-évaluée (p. ex. K_s sous-estimé), mauvaise estimation de la distribution spatiale de θ (écoulements préférentiels, modèle peu sensible aux variations de θ, etc.), hydrogramme de surface plus difficile à reproduire (valeur critique de n_{rug}, résolution numérique plus compliquée).

- Limites de certaines études croisant expérimentations et modélisations :

Injection d'évènement d'intensité constante – pas d'évaluation de la sensibilité du modèle vis-à-vis de la position du pic de débit de pointe, pas d'évaluation de la capacité du modèle à simuler les performances sur le long terme.

- Voie d'amélioration :

Acquisition de données terrain robustes et nombreuses (hauteur d'eau en surface, teneurs en eau, etc.) pour mieux paramétrer le modèle choisi.

3. Fonctionnement épuratoire d'une noue

3.1. Caractéristiques du niveau de contamination des eaux de ruissellement

3.1.1. Nature et sources des principaux contaminants du ruissellement urbain

Les eaux de ruissellement sont aujourd'hui largement reconnues comme étant des sources de pollution menaçant l'intégrité des écosystèmes (Chocat et al., 2007; Ellis et al., 2005; Eriksson et al., 2007; Flint and Davis, 2007). Chaque évènement pluvieux est ainsi susceptible d'engendrer des rejets de polluants dans les milieux récepteurs. La charge polluante véhiculée par les eaux de ruissellement est très diversifiée en termes de substances ; elles peuvent être classées suivant la typologie suivante (Barbosa et al., 2012; Ellis and Mitchell, 2006; Hvitved-Jacobsen et al., 2010; Ingvertsen et al., 2011):

(i) MES,

(ii) éléments traces métalliques (ETMs) : cuivre (Cu), zinc (Zn), plomb (Pb), cadmium (Cd), chrome (Cr), Nickel (Ni), etc.

(iii) micropolluants organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), polychlorobiphényles (PCBs), alkylphénols, phtalates, pesticides, etc.),

(iv) nutriments (substances azotées et phosphorées)

(v) matière organique biodégradable (quantifiée en suivant la demande chimique en oxygène (DCO) et la demande biochimique en oxygène pendant 5 jours (DBO5))

(vi) microorganismes pathogènes (indicateurs de la contamination : *Escherichia coli*, entérocoques, coliformes totaux)

Ces polluants sont retrouvés dans les eaux de ruissellement majoritairement par lessivage des surfaces urbaines (toitures, chaussées, parkings, etc.) (Al Ali et al., 2017; Bressy, 2010; Ma et al., 2018) et, à un degré moindre, par lessivage de l'atmosphère (Azimi et al., 2005; Garnaud et al., 1999; Wicke et al., 2012). Leurs concentrations dans les eaux de ruissellement sont marquées par une grande variabilité spatio-temporelle (Fairbairn et al., 2018; Huber et al., 2016; Kayhanian et al., 2012; Rippy et al., 2017), qui dépend principalement de l'occupation des sols (Göbel et al., 2007; Pitt et al., 2004; Shelley et al., 1987) et des caractéristiques des évènements pluvieux (périodes de temps sec, intensité de l'évènement pluvieux, durée de l'évènement) (Athanasiadis et al., 2010; Luo et al., 2013; Sansalone and Buchberger, 1997). En outre, la contamination des eaux pluviales est très diffuse à l'échelle du sous-bassin versant, ce qui rend difficile le traitement du ruissellement par des systèmes centralisés (Petrucci et al., 2014) et justifie la mise en place de techniques de gestion à la source (Petrucci et al., 2013).

Les MES sont un indicateur global de la concentration en particules et en substances solides des eaux de ruissellement. Elles sont ubiquitaires dans l'environnement (Davis and McCuen, 2005) et constituent, en termes de charge massique, la première source de contamination du ruissellement (Burton and Pitt, 2002). Leurs rejets dans les écosystèmes est source de dommages physiques pour la faune et la flore (p.ex. érosion) (Eriksson et al., 2007). En outre, les MES constituent un indicateur robuste de la contamination particulaire du ruissellement en HAPs et en ETMs en raison de la propension de ces micropolluants à se lier avec les particules (par adsorption ou via leur piégeage dans la structure poreuse des particules) (Djukić et al., 2016; Lau and Stenstrom, 2005). En matières de sources d'émission, les MES sont générées par l'érosion des surfaces urbaines (p.ex. usure des chaussées), les débris de pneus (Sansalone et al., 1998), les chantiers de construction (Nelson, 1996), etc. En matière de tailles de particules, elles sont caractérisées par des distributions granulométriques potentiellement très variables suivant les caractéristiques de l'évènement pluvieux (Kim and Sansalone, 2008), la localisation de la zone (Boogaard et al., 2014) ou le type de surface d'émissions (Charters et al., 2015). La proportion massique ou volumique en particules fines (< 75 µm ou < 63 µm) de ces distributions, présentant les plus fortes concentrations en ETMs et en HAPs (Lau and Stenstrom, 2005), est souvent supérieure ou proche des 50 % (Charters et al., 2015; Kim and Sansalone, 2008; Selbig et al., 2016). Cette fraction fine est aussi la plus difficile à piéger par sédimentation (vitesse de sédimentation plus lente et remise en suspension plus aisée), ce qui constitue un challenge en termes d'efficacité de traitement pour les ouvrages de gestion des eaux pluviales (Boogaard et al., 2015; Selbig et al., 2016; Wang et al., 2018b).

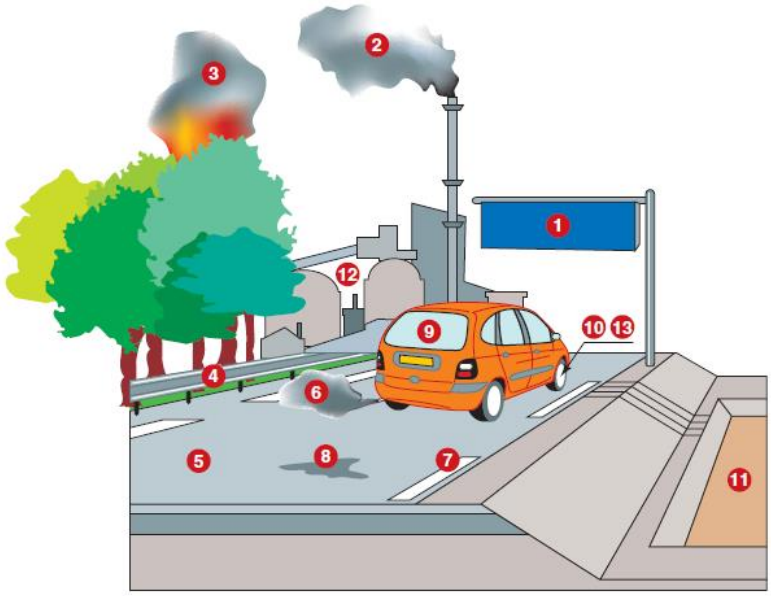
Les nutriments dans les eaux de ruissellement proviennent des composées phosphorés et azotés présents dans les engrais, les débris végétaux, les déjections animales, les produits de nettoyage industriels et les matériaux de construction (Makepeace et al., 1995). Ils sont émis par lessivage des surfaces agricoles ou des espaces verts, et par lessivage de l'atmosphère (Opher and Friedler, 2010). Les rejets de substances azotées et phosphorées dans les eaux de surfaces sont source d'eutrophisation des milieux, engendrant une efflorescence algale et menaçant, à terme, les habitats aquatiques (Cederkvist et al., 2016; Li and Davis, 2014).

De même, les rejets de matière organique biodégradable dans les milieux récepteurs, évalués à travers des indicateurs (DCO et DBO5), accélèrent le développement algal, nuisant à la préservation des écosystèmes aquatiques. Le rapport DCO/DBO5 sert d'indicateur dans l'évaluation de la biodégradabilité de la matière organique au sein d'une filière de traitement des eaux usées ou d'un ouvrage de gestion des eaux pluviales (Leroy et al., 2016).

Un micropolluant inorganique (ETMs) ou organique (HAPs, PCBs, pesticides, etc.) correspond à une « substances indésirables détectable dans l'environnement à très faible concentration (µg/L voire ng/L) » dont la présence est « au moins en partie due à l'activité humaine (procédés industriels, pratiques agricoles ou activités quotidiennes) et peut à ces très faibles concentrations engendrer des effets négatifs

sur les organismes vivants en raison de sa toxicité, de sa persistance et/ou de sa bioaccumulation » (définition du ministère de la Transition écologique et solidaire) (Briand et al., 2018). Les micropolluants ont non seulement des effets toxiques sur les eaux de surfaces, mais peuvent être pour certains cancérigènes ou perturbateurs endocriniens (Abdel-Shafy and Mansour, 2016; Briand et al., 2018; Sakson et al., 2018). Certains d'entre eux sont classés comme « substances prioritaires » par les réglementations européennes ou américaines. Ces classifications permettent de limiter les analyses à une liste réduite de contaminants dont les rejets au-delà de seuils chroniques ou accidentels présentent une toxicité avérée pour les milieux récepteurs (Directive (2013/39/EU), 2013; Lundy et al., 2012). Par exemple, il existe des milliers de HAPs dans l'environnement (Maliszewska-Kordybach, 1999) mais leurs analyses sont souvent réduites aux 16 composés classés comme prioritaires par l'agence de protection environnementale des Etats-Unis (US-EPA) (Prabhukumar and Pagilla, 2010).

Concernant les sources d'émissions en micropolluants, elles ont déjà été détaillées dans des travaux de thèse antérieurs (Bressy, 2010; Durand, 2003; Lamprea, 2009; Sébastian, 2013; Zgheib, 2009) (Figure 1.23). Brièvement, les matériaux de construction utilisés dans le bâtiment – couverture, gouttières, étanchéité, peinture – émettent essentiellement des ETMs (Zn, Cu, Pb) et des biocides (diuron, terbutryn) (Bollmann et al., 2014; Burkhardt et al., 2012; Gromaire-Mertz et al., 1999; Lye, 2009; Robert-Sainte, 2009; Van de Voorde, 2012; Wangler et al., 2012). Les surfaces routières sont des sources d'émissions en ETMs et en HAPs provenant des véhicules et des matériaux de revêtement (Aryal et al., 2010). Plus spécifiquement, les ETMs des eaux pluviales en milieu routier proviennent des plaquettes de freins (Cu), des gommes des pneus (Cu, Cd, Cr, Fe), de fuites de carburant, d'huile ou de liquide réfrigérant, des fumées d'échappement (Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Zn) et des sels de déverglaçage (Davis et al., 2001; Legret and Pagotto, 1999; Opher and Friedler, 2010; Wik and Dave, 2009). Les zones de décélération, sollicitant les freins et les pneus des véhicules, sont souvent caractérisées par des concentrations en Zn, Cu et Pb plus élevées (Drapper et al., 2000). Quant aux HAPs dans les eaux de voiries, ils sont principalement d'origine pyrolitiques, c'est-à-dire issu de la combustion incomplètes des carburants (Abdel-Shafy and Mansour, 2016; Gasperi, 2006). Ils peuvent aussi provenir directement de fuites d'huile ou de carburant et sont dans ce cas d'origine pétrogénique (Abdel-Shafy and Mansour, 2016). D'autres types de micropolluants sont présents dans les eaux de voiries, comme des herbicides utilisés pour l'entretien des accotements végétalisés (glyphosate, diazinon) (Opher and Friedler, 2010), des alcanes et des aldéhydes provenant des pneus, des freins et des carburants, du bisphenol A issue des pares-chocs, des peintures routières et des enrobés, des phtalates émis par les matériaux de construction et les équipements automobiles, etc. (Markiewicz et al., 2017). D'autres sources de contamination des eaux de ruissellement urbaines en micropolluants peuvent être citées : enrichissement en HAPs via les émissions de fumées engendrées par les activités industrielles et les chauffages domestiques (Gasperi, 2006; Liu et al., 2016) et enrichissement en herbicides (glyphosate, diuron) via les pratiques d'entretien des espaces verts ou des surfaces urbaines (Becouze-Lareure et al., 2019; Botta et al., 2009; Tang et al., 2015).



1 : panneaux de signalisation
2 : combustions industrielles, domestiques etc.
3 : feux de forêts
4 : glissières de sécurité
5 : routes (enrobés)
6 : combustion à l'échappement
7 : peintures
8 : huiles
9 : carrosserie
10 : pneumatiques
11 : boues de bassins
12 : toitures
13 : garnitures de freins.

Hydrocarbures, HAPs : 2, 3, 5, 6, 8, 10, 11
Zinc "Zn" : 1, 2, 4, 8, 10, 11, 12, 13
Nickel, Chrome "Ni", "Cr" : 2, 7, 9, 11
Cuivre "Cu" : 2, 9, 11, 12, 13
Plomb "Pb" : 2, 6, 11, 12, 13
Cadmium "Cd" : 1, 2, 8, 10, 11

Figure 1.23. Les principales sources de pollution en milieu routier et urbain (extrait de Ruban et al. (2003))

En dehors des catégories de contaminants précitées, trois autres indicateurs de la qualité des eaux de ruissellement peuvent être évoqués : le pH, la conductivité électrique et le carbone organique. Le pH est un paramètre fondamental pilotant pour partie la spéciation de nombreux contaminants en solutions (métaux, nutriments) et leur rétention au sein d'ouvrages d'infiltration (Huber et al., 2016; LeFevre et al., 2014; Makepeace et al., 1995; Tedoldi et al., 2016). La conductivité électrique est un marqueur intégratif de la quantité de substances ioniques en solution (Hvitved-Jacobsen et al., 2010). Elle est très affectée par le taux de salinité des eaux (Opher and Friedler, 2010). En effet, l'épandage de sels de déverglaçage sur les surfaces urbaines en période hivernale est susceptible d'accroître la conductivité électrique d'un facteur 10 (Legret and Pagotto, 1999; Monrabal-Martinez et al., 2019). Par ailleurs, il s'avère intéressant de suivre le carbone organique, nottament dans les eaux infiltrées collectées à la sortie d'un ouvrage d'infiltration, pour estimer les risques de lixiviation d'ETMs. Certains métaux s'adsorbant préférentiellement à la matière organique (Cu, Zn) (Ingvertsen et al., 2012a), la percolation d'eau riche en carbone organique peut être le signe d'un relargage élevé en ETMs (Cederkvist et al., 2016; Flanagan et al., 2019).

Dans la suite de cet état de l'art, nous nous focaliserons sur la spéciation et les niveaux de contamination des principales substances suivies lors de cette thèse : MES, nutriments, ETMs, HAPs et glyphosate.

3.1.2. Spéciation des nutriments, des ETMs, des HAPs et du glyphosate dans les eaux pluviales – impact sur la rétention des contaminants dans une noue

La spéciation d'un élément contenu dans les eaux pluviales coïncide avec la distribution de toutes ses formes en solution. La spéciation d'un élément dépend de sa dimension et des caractéristiques physico-chimiques de la solution.

En matière de taille, deux à trois types de forme sont distingués :

- les formes particulaires incluent les éléments présents dans la fraction supérieure à 0,45 µm ,
- les formes dissoutes incluent les éléments de dimension inférieure à 0,45 µm,
- les formes colloïdales sont constituées par les éléments dont la dimension est comprise entre 1 nm et 1 µm (voire jusqu'à 10 µm) (Bradford et al., 2002; Ingvertsen et al., 2012a) ; la phase colloïdale embrasse donc une partie des phases dissoute et particulaire.

D'un point de vue opérationnel, l'analyse de la distribution des concentrations d'un élément au sein de ces trois phases n'est pas systématique. Traditionnellement, la concentration totale de l'élément est souvent déterminée pour des besoins quantitatifs. Son analyse présente en revanche moins d'intérêt que celles des fractions particulaires et dissoutes (voire en plus colloïdales) lorsqu'il s'agit de caractériser les processus de rétention et de remise en solution de l'élément (Flanagan et al., 2018). En effet, les contaminants dans la phase particulaire sont susceptibles d'être principalement piégés en surface de la noue par sédimentation et dans le sol par filtration mécanique (Deletic and Fletcher, 2006; Flanagan et al., 2019; Lucke et al., 2014). La rétention des contaminants de la phase dissoute fait quant à elle appel à d'autres processus de rétention, p.ex. la sorption (échange d'ions, formation de ligands), la précipitation ou la bioaccumualtion (LeFevre et al., 2014). Par conséquent, il prévaut de privilégier l'analyse d'un élément à la fois dans les phases dissoute et particulaire, leur résultante donnant par ailleurs une estimation plus juste de sa concentration totale dans l'eau (Gasperi et al., 2014; Zgheib et al., 2011).

La caractérisation de la fraction colloïdale est plus récente et moins systématique (Durin et al., 2007). Pour autant, elle donne accès à des informations capitales sur la remobilisation de nombreuses substances organiques et inorganiques, notamment au sein du sol (Bäckström et al., 2004; Bradford et al., 2002; Crist et al., 2005; DeNovio et al., 2004; McCarthy and McKay, 2004; Mohanty et al., 2016; Nielsen et al., 2015; Torkzaban et al., 2008). Leur association avec des particules colloïdales faciliterait leur transport vers les horizons de sol plus profond (Flanagan et al., 2019), augmentant le risque d'une contamination des aquifères sous-terrains (Ryan and Elimelech, 1996).

Au-delà de la classification par fraction, une entité chimique peut prendre diverses formes en solution en fonction des caractéristiques physico-chimiques des eaux, par exemple en termes de pH, de potentiel d'oxydo-réduction ou de nature des particules en suspension (organique, argileuse, etc.)

(Pelfrene, 2008). Ces conditions contrôlent la forme prise par l'entité : forme libre ou forme complexée avec des molécules organiques ou inorganiques. Ces aspects sont intéressants à considérer non seulement pour caractériser la rétention d'une substance chimique dans le sol mais aussi pour diagnostiquer son impact environnemental, les formes libres de certains micropolluants pouvant être plus biodisponible et donc plus toxique que les formes complexées (Allen, 1993; Allen and Hansen, 1996).

➢ Les nutriments

- Les formes de l'azote

Les formes de l'azote dans les eaux de ruissellement ont été détaillées par Taylor et al. (2005) (Figure 1.24).

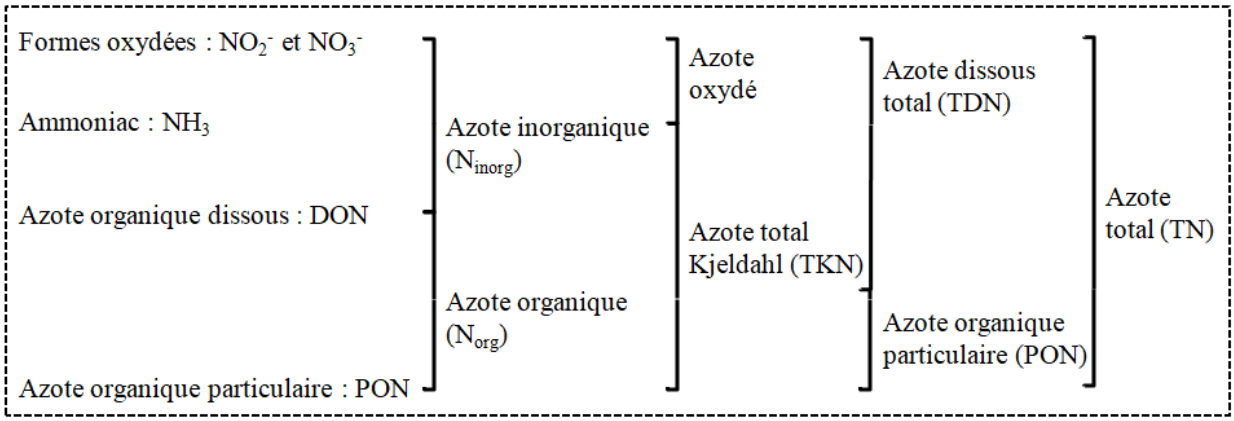


Figure 1.24. Formes de l'azote dans les eaux de ruissellement (adapté de Taylor et al. (2005))

L'azote total (TN) est constitué de formes organiques et inorganiques. Parmi les espèces inorganiques, toutes présentes dans la phase dissoute, sont distingués l'amoniac (NH_3) et sa forme prépondérante en solution l'ammonium (NH_4^+), les nitrates (NO_3^-) et les nitrites (NO_2^-). Ces formes ioniques sont les plus biodisponibles et toxiques pour l'environnement ; elles sont notamment à l'origine de l'eutrophisation des eaux de surface naturelles (par excès de nitrate) (Le Coustumer, 2008). Les espèces organiques sont distinguées suivant leur forme dissoute ou particulaire en solution (DON et PON). En matière d'analyse, l'azote total est souvent calculé par combinaison des concentrations des formes oxydées de l'azote (NO_3^- et NO_2^-) avec celle en azote total Kjeldahl (TKN englobe l'ammoniac et toutes les formes azotées organiques).

- Les formes du phosphore

Les formes du phosphore dans les eaux de ruissellement et dans le sol ont été détaillées par Li and Davis (2016) (Figure 1.25). Comme TN, le phosphore total (TP) comprend des formes inorganiques et organiques. Dans la phase dissoute, le phosphore est essentiellement présent sous la forme de phosphore organique et de phosphate. Plusieurs formes de phosphates existent, notamment des espèces très solubles dans l'eau comme les orthophosphates (PO_4^{3-}). Ces derniers sont très réactifs et facilement assimilés par

la matière organique (Le Coustumer, 2008). La seconde fraction du phosphore organique est présente sous forme particulaire en s'associant facilement avec la fraction fine des MES (< 63 µm) (Stagge et al., 2012).

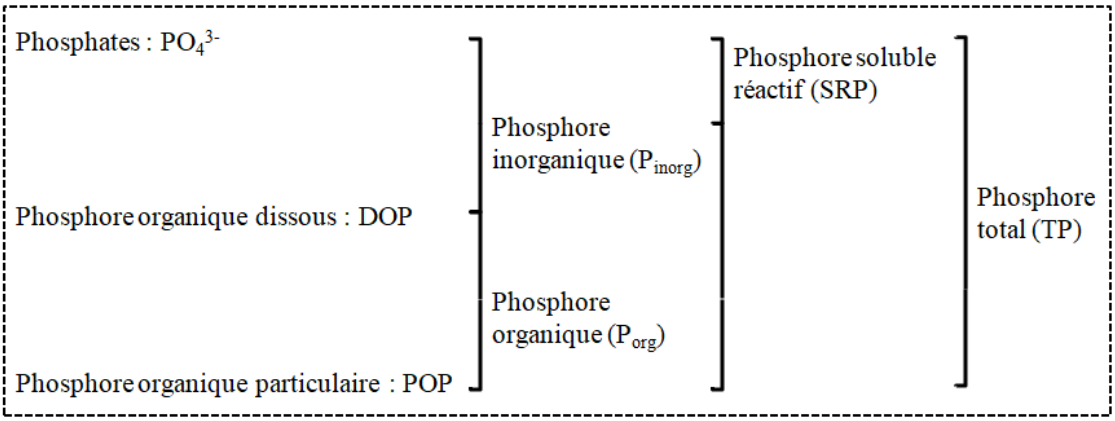


Figure 1.25. Formes du phosphore dans les eaux de ruissellement (Li and Davis, 2016)

- Les ETMs

Les ETMs sont présents dans les eaux de ruissellement en phase dissoute et en phase particulaire. Leur proportion dans la phase particulaire est souvent liée aux concentration en MES dans les eaux de ruissellement (Göbel et al., 2007; Sansalone and Buchberger, 1997), du fait de la propension de leurs formes cationiques à s'adsorber sur la matière particulaire. En ce sens, les différents types de surfaces urbaines ne génèrent pas les mêmes distributions entre ETMs particulaire et ETMs dissous : la fraction particulaire en ETMs dans les eaux de voirie, plus riches en MES (Charters et al., 2016), est potentiellement plus élevée que celle dans les eaux de toiture. Pb est considéré comme étant le métal le plus particulaire dans les eaux de ruissellement « mixte » (à l'exutoire d'un réseau d'assainissement pluvial), de route ou de toiture ; sa fraction particulaire dépasse généralement les 80 - 90% (Becouze-Lareure et al., 2019; Bressy et al., 2012; Flanagan et al., 2018; Gasperi et al., 2014; Gromaire-Mertz et al., 1999; Huber et al., 2016; Ingvertsen et al., 2011; Morrison et al., 1990; Mosley and Peake, 2001; Zobrist et al., 2000). La distribution de Cr entre phase dissoute et particulaire serait similaire à celle du Pb, avec une proportion en Cr particulaire dépassant les 80% (Becouze-Lareure et al., 2019; Flanagan et al., 2018; Gasperi et al., 2014). Ingvertsen et al. (2011b) notent néanmoins une plus grande dispersion de cette distribution dans la littérature (56-96 %). Elle pourrait être due à l'espèce prépondérante du Cr en solution, CrO_4^{2-}, qui ne présenterait pas les mêmes capacités d'adsorption sur la matière particulaire comparé aux formes cationiques des autres ETMs. Cu présente une fraction particulaire plus équilibrée par rapport à la fraction dissoute, entre 50% et 70% (Becouze-Lareure et al., 2019; Bressy et al., 2012; Gasperi et al., 2014; Gromaire-Mertz et al., 1999; Huber et al., 2016; Ingvertsen et al., 2011; Morrison et al., 1990). La fraction particulaire de Cu peut être très variable en fonction des activités de la zone drainée et des matériaux de la surface impactée par la pluie : de faibles fractions particulaires ont été observées par LaBarre et al. (2016) (médiane = 19%) et par Zobrist et al. (2000) dans des eaux de toiture

en cuivre, alors que Flanagan et al. (2018) expliquent le fort taux trouvé - fraction particulaire (médiane) égale à 92% - par de fortes émissions en métaux particulaires du site expérimental (2x2 voies). Le Zn présente une distribution particulaire-dissous similaire à celle du Cu, caractérisée par de fortes hétérogénités en fonction des caractéristiques de la zone drainée (Huber et al., 2016). Ainsi, la fraction particulaire du Zn peut atteindre des taux médian ou moyen compris autour des 50 à 70% (Becouze-Lareure et al., 2019; Huber et al., 2016; Ingvertsen et al., 2011; Morrison et al., 1990) ; mais être soit très faible (< 10%) dans des eaux de toiture en zinc (Gromaire-Mertz et al., 1999) voire faible (médiane = 28%) dans des eaux de ruissellement d'une zone résidentielle (Bressy et al., 2012), soit très élevée dans du ruissellement routier (médiane = 95 %) (Flanagan et al., 2018). Cd et Ni sont principalement en phase dissoute dans les eaux pluviales (Gromaire-Mertz et al., 1999; Huber et al., 2016; Ingvertsen et al., 2011; Zobrist et al., 2000), même si une proportion quasi équilibrée entre particulaire et dissous est aussi rencontrée (Becouze-Lareure et al., 2019; Gasperi et al., 2014; Morrison et al., 1990).

Certains ETMs sont aussi connus pour se lier avec des colloïdes. Cu est l'ETM doté de la plus forte affinité avec les particules colloïdales (Bäckström et al., 2006). Sa fraction colloïdale peut représenter de 15 % (Béchet et al., 2009) à 40% (Durin et al., 2007) de sa concentration totale. Dans une moindre mesure, la fraction colloïdale de Zn peut compter pour 5 % (Béchet et al., 2009) à 15 % (Durin et al., 2007) de sa concentration totale.

Au-delà de la spéciation par coupure granulométrique, les ETMs prennent différentes formes en solution en fonction des caractéristiques physico-chimiques des eaux pluviales (conditions redox, pH, alcalinité de l'eau). Les éléments métalliques sont présents sous forme libre (cation métallique pour Cu, Ni, Cd, Pb, Zn, Cr en milieu réducteur et oxyanion pour Cr en milieu oxydant) ou sous forme complexée (hydroxyde, précipité, carbonate, etc.) (Cederkvist et al., 2013; LeFevre et al., 2014; Yousef et al., 1985). Il est possible de modéliser la distribution de ces formes en solution avec un logiciel de simulation des spéciations chimiques comme PHREEQC (LeFevre et al., 2014). La connaissance de ces distributions permet de mieux appréhender la caractérisation des processus de rétention des ETMs dans les ouvrages de gestion des eaux pluviales, notamment vis-à-vis des processus d'adsorption. En effet, les métaux sous forme libre (chargés positivement) seraient plus facilement adsorbés sur la matrice sol comparés aux complexes organiques et inorganiques (plus faiblement chargés ou non chargés) (Yousef et al., 1987).

- Les HAPs

Les HAPs sont généralement peu volatiles dans l'air et peu solubles dans l'eau, notamment pour les composés les plus lourds. Seul le naphtalène présente une solubilité modérée, d'environ 30 mg/L à 25°C. La solubilité des HAPs est aussi fonction du taux de matière organique dans la phase particulaire et de la fraction molaire de chaque composé dans les eaux (Gasperi, 2006) (Tableau 1.4). La capacité d'un HAP à se lier avec les surfaces hydrophobes s'évalue à travers son coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}), compris pour les 16 HAPs prioritaires de l'US-EPA entre 3 et 7 (échelle logarithmique) (Tableau 1.4). Cette gamme de valeur témoigne d'une bonne aptitude des HAPs à se lier avec les

matières particulaire et organique en solution (Ingvertsen et al., 2011). L'affinité avec la matière organique est plus directement évaluée via le coefficient de partage carbone organique-eau, le K_{oc} (Ingvertsen et al., 2011). Il est possible de l'estimer à partir du K_{ow} en utilisant une relation linéaire, par exemple pour des HAPs non alkylés (LeFevre, 2012) :

$$\log K_{oc} = 0{,}98 \log K_{ow} - 0{,}32 \qquad \text{(Équation 1.25)}$$

La mise en perspective des caractéristiques physico-chimiques des HAPs avec les répartitions de leurs fractions particulaire – dissoute dans les eaux de ruissellement témoigne globalement d'une bonne corrélation (Becouze-Lareure et al., 2019). Dans l'ensemble, la fraction particulaire des HAPs est majoritaire avec des taux dépassant les 70 - 80 % (Becouze-Lareure et al., 2019; Flanagan et al., 2018; Ingvertsen et al., 2011; Nielsen et al., 2015). La concentration de MES dans les eaux peut, comme pour les ETMs, expliquer les hétérogénéités trouvées entre les études : une fraction particulaire plus réduite serait due à de plus faibles concentrations en MES (Flanagan et al., 2018; Nielsen et al., 2015). Certains HAPs caractérisés par une solubilité modérée (napthalène, fluorène) sont aussi ceux pouvant présenter une fraction dissoute plus importante (30 à 50%) (Gasperi et al., 2014).

Tableau 1.4. Caractéristiques physico-chimiques des 16 HAPs classés prioritaires par l'US-EPA

HAP	N[a]	Formule chimique	Poids moléculaire (g/mol)	Solubilité (mg/L)	Log Kow
Naphtalène	2	C10H8	128	31,7/31/*32,2*	3,37/3,37/*3,33*
Acénaphtène	3	C12H10	154	3,7/3,8/*3,96*	3,92/3,92
Acénaphtylène	3	C12H8	152	16,1/*3,96*	4,1/4,00/*4,20*
Fluorène	3	C13H10	166	1,68/1,9	4,18/4,18
Phénanthrène	3	C4H10	178	1/1,1/*1,12*	4,46/4,57/*4,57*
Anthracène	3	C14H10	178	0,045/0,045/*0,0447*	4,5/4,54/*4,68*
Fluoranthène	4	C16H10	202	0,206/0,26	4,9/5,22
Pyrène	4	C6H10	202	0,132/0,132	4,88/5,18
Benzo[a]anthracène	4	C18H12	228	0,0094/0,011	5,63/5,91
Chrysène	4	C18H12	228	0,0018/0,0015	5,63/5,91
Benzo[b]fluoranthène	5	C20H12	252	0,0015/0,26	6,04/5,80
Benzo[k]fluoranthène	5	C20H12	252	0,008/0,0008	6,21/6,00
Benzo[a]pyrène	5	C20H12	252	0,0016/0,0038/*0,00183*	6,06/5,91/*6,13*
Dibenzo[ah]anthracène	6	C22H14	278	0,005/0,0005	6,86/6,75
Benzo[ghi]pérylène	6	C22H12	276	0,0007/0,00026	6,78/6,50
Indéno[123,-cd]pyrène	6	C22H12	276	0,0002/0,062	6,58/6,50

[a]Nombre de cycles aromatiques ; X : donnée provenant de la synthèse bibliographique de Gasperi (2006) ; X : donnée extaite de Wick et al. (2011) ; *X* : donnée extaite de LeFevre (2012), la solubilité est donnée à 25°C

- Le glyphosate

L'acide N-(phosphonométhyl)glycine ou glyphosate, est un herbicide très utilisé dans les activités agricoles et pour l'entretien des surfaces urbaines depuis les années 1990 (Dollinger et al., 2015; Vereecken, 2005). En matière de formulation dans les produits commercialisés, le glyphosate est présent sous la forme d'un acide déprotoné associé à un triméthylsulfonium ou à une isopropylamine (p.ex. Roundup®) (Vereecken, 2005). Le produit de solubilité du glyphosate, compris autour de 12 mg/L à 20°C, témoigne d'un comportement très hydrophile dans l'eau (Tableau 1.5). Sa spéciation varie en

fonction du pH en solution ou dans le sol ; les deux formes intermédiaires à respectivement un et à deux niveaux de charges négatives nettes sont aussi celles les plus rencontrées dans l'environnement (Dollinger et al., 2015) (Figure 1.26).

Tableau 1.5. Propriétés physico-chimiques du glyphosate

Paramètre	Valeur	Référence(s)
Solubilité (mg/L)	10,5 à 12,0 (20°C) / 12 (20°C) / 12,4 / 10 à 15,7 (25°C)	Dollinger et al. (2015) / Imfeld et al. (2013) / Zhang et al. (2014) / Saunders and Pezeshki (2015)
Log K_{ow}	-4,1 à -3,2 / -4,0 / -4,6 à -1,7	Dollinger et al. (2015) / Gasperi et al. (2014) / Saunders and Pezeshki (2015)
K_{oc} (L/kg)	1260 / 9 à 60000 (moyenne géométrique = 2072)	Zhang et al. (2014) / Saunders and Pezeshki (2015)
Constantes de dissociation pKa_1 – pKa_2 – pKa_3	2,2 – 5,5 – 10,2	Dollinger et al. (2015)
Pression de vapeur saturante à 25°C (Pa)	1,31 x 10^{-5} / 5,7 x 10^{-8} / 2,59 x 10^{-5}	Dollinger et al. (2015) / Imfeld et al. (2013) / Saunders and Pezeshki (2015)
Equilibre entre les phases gazeuse et aqueuse – constante de Henry ($Pa.m^3.mol^{-1}$)	2,10 x 10^{-7} (à 25°C) / 1,4 x 10^{-5}	Dollinger et al. (2015) / Zhang et al. (2014)

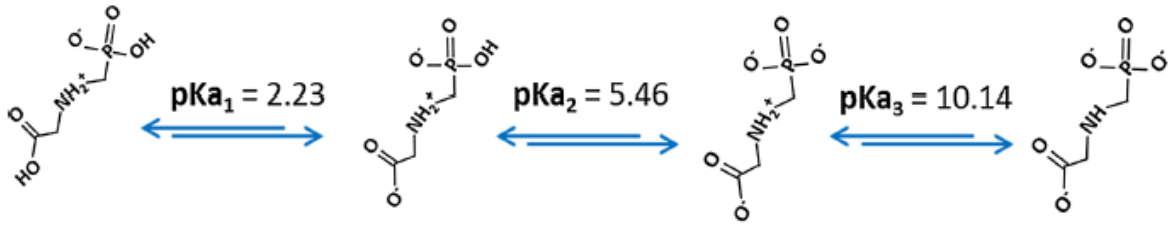


Figure 1.26. Formes du glyphosate en fonction du pH du milieu (extrait de Dollinger et al. (2015)). Les deux formes intermédiaires à un et deux niveaux de charges négatives nettes, sont les plus fréquentes dans les sols ou dans l'eau.

Le glyphosate est essentiellement sous forme dissoute dans les eaux de ruissellement mais il peut aussi être partiellement présent sous forme particulaire par adsorption sur les particules organique et argileuse ou par remobilisation/érosion d'une couche sédimentaire contenant du glyphosate (Borggaard and Gimsing, 2008; Saunders and Pezeshki, 2015). Dans des eaux de ruissellement « mixte », Gasperi et al. (2014) ont pu quantifier une fraction particulaire moyenne en glyphosate de 14 % (écart type = 43%).

3.1.3. Niveau de contamination

Les niveaux de contamination des eaux pluviales, en fonction de l'occupation des sols, sont présentés dans les Tableau 1.6 et Tableau 1.7 ; des concentrations moyennes évènementielles (EMC) des paramètres et polluants suivants y sont renseignées : matière biodégradable (indicateurs DCO et DBO5), matière organique (carbone organique total (COT) et carbone organique dissous (COD)), nutriments, MES, ETMs, HAPs (dont deux des HAPs les plus ubiquitaires dans les eaux pluviales, le pyrène et le phénanthrène (Ingvertsen et al., 2011)) et glyphosate.

*Tableau 1.6. Concentrations moyennes évènementielles (EMC) en carbone organique et en nutriments d'eaux pluviales provenant de zones drainées contrastées. EMC médiane en **gras**, EMC moyenne en italique (et intervalle de moyennes min-max) et EMC* min-max *en police* standard

Occupation du sol	DCO mg/L	DBO5 mg/L	COT mg/L	COD mg/L	NO_3-N mg/L[a]	NH_3-N/NH_4-N mg/L[a]	TKN mg/L - N	TN mg/L - N	PO_4^{3-} mg/L	TP mg/L
Mixte,[1]				48-230			1,6-5,9			0,5-3,5
				125			*3,1*			*1,5*
Résidentielle										
[2]	*32*	*5,7*								
Voies rapides										
[3]	*94*[b]		*34*[b]		*0,9*[b]		*2,2*[b]			*0,6*[b]
	109[c]		*41*[c]		*1,3*[c]		*2,6*[c]			*0,2*[c]
[4]	21-507				0,8-26,6	0,2-4,5				
	80				**4**	**0,7**				
[5]	*89-271*	*6,6-12*	*16,5-24,0*				*1,0-3,4*			
[6]	*33-279*	*12-17*	*12-48*	*16-67*	*<0,05-6,7*	0,3-2,3[*]	*1,1-9,6*		*0,1-0,4*	*0,1-0,9*
						0,8-4,6[**]				
[7]					0,8-3,8		0,8-10,2	2,3-12,7		0,1-2,3
					2,3		*3,4*	*5,5*		*0,6*
[8]					<0,05-1,8	<0,04-0,5	<1-1,3		**<0,16**	<0,1-0,14
					0,47	**0,20**	**<1**			**<0,1**
Voiries – RS[d]										
[9]	48-964	15-141								
	131	**36**								
[10]	11-281									
	121									
[11]			*12,3*		*0,7*	*0,3*		*1,6*		*0,1*
[12]	46-334	4-14					1,0-4,4			0-1,0
	120	*8*					*2,3*			*0,4*
[13]	*176*				*0,70*	*0,95*				
[14]					*0,22-0,23*	*0,17-0,26*		*0,55-0,77*	*0,01-0,02*	*0,12-0,15*
Parkings										
[15]				0,6-42,4	<0,005-2,23[***]		0,2-5,5		<0,005-0,25	0,02-1,1
				2,7	**0,51**[***]		**0,7**		**0,007**	**0,07**
[11]				*4,3*				*1,2*		*0,1*
Toitures										
[9]	5-318	1-27								
	31	**4**								

[a]Résultats donnés en mg/L - N pour [8], [b]U.S. 183, [c]Walnut Creek,[d]Routes secondaires, *NH_3-N, **NH_4-N, ***NO3+NO2, [1](Zgheib et al., 2011), [2](Boogaard et al., 2014), [3](Walsh et al., 1997), [4](Legret and Pagotto, 1999), [5](Opher and Friedler, 2010), [6](Kayhanian et al., 2012), [7](Stagge et al., 2012), [8](Flanagan et al., 2018), [9](Gromaire-Mertz et al., 1999), [10](Gnecco et al., 2005), [11](Cederkvist et al., 2016), [12](Leroy et al., 2016), [13](Jiang et al., 2017), [14](Wu and Allan, 2018) ,[15](Toronto and Region Conservation Authority, 2008)

Tableau 1.7. Concentrations moyennes évènementielles en MES, en ETMs, en HAPs et en glyphosate (concentrations totales) d'eaux pluviales provenant de zones drainées contrastées. EMC **médiane** *en* **gras**, *EMC moyenne en italique (et intervalle de moyennes min-max), EMC* min-max *en police* standard, *EMC* max observée *en* soulignée

Occupation du sol Références	MES	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Ni	Pyrène	Phénan-thrène	∑HAPs[α]	Glyphosate
Mixte											
[1]										*4,96*[β] **2,72**[β]	
[2]	58-430 *193*	130-520 *305*	50-220 *118*	25-129 *66*		10-45 *25*		0,10-1,22 *0,58*	0,09-0,71 *0,37*	0,88-6,48 *3,30*	<0,05-1,92 *0,99*
[3]		*212*[a]*/126*[b]*/240*[c]	*38*[a]*/15*[b]*/35*[c]			*3,6*[a]*/2,0*[b]*/6,2*[c]	*2,9*[a]*/3,1*[b]*/6,6*[c]	*0,18*[a]*/0,10*[b]*/0,09*[c]		*1,36*[a]*/0,89*[b]*/1,14*[c]	*0,34* ± 0,81
[4]										*1,97*γ	
Zones résidentielles											
[5]	**26**	**600**	**17**	**13**						**1,1**[δ]	
[6]	*17*	**60**	**11**	**6**	**0,15**	**1,1**	**3,6**			**1,5**	
[7]											*2,3*
Voies rapides											
[8]	*157*[d] *190*[e]	*347*[d] *129*[e]		*138*[d] *93*[e]							
[9]	16-267 **47**	104-1544 **254**	11-146 **33**	14-188 **43**	0,2-4,2 **0,74**						
[10]	*110-420*	*14-1180*	*21-110*	*23-346*	*0,49-35*	*6,0-70*					*0,72-20*
[11]	*46-476*	*63-19100*	*5,5-140*	*5,6-1860*	*9,4-351*	*0,06-16,6*	*5,5-20*				
[12]	10-309 *98*	54-1650 *440*	12-190 *56*	2,0-70 *24*	1-6,2 *3,0*						
[13]	70-933 **291**	236-1653 **693**	98-546 **258**	16-139 **63**	0,11-0,72 **0,30**	12-83 **37**	2-39 **16**	0,21-2,30 **0,85**	0,10-0,59 **0,36**	1,34-11,50 **4,91**	
Voirie et routes secondaires											
[14]	49-498 **93**	246-3839 **550**	27-191 **61**	71-523 **133**	0,3-1,8 **0,6**						
[15]	15-377 **119**	28-123 **84**	0,1-53 **1,1**	6,1-23 ,3 **12,6**							
[16]			9,3-124 **35**								

Tableau 1.4. (suite)

Occupation du sol Références	TSS	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Ni	Pyrène	Phénan-thrène	∑HAPs[α]	Glyphosate
[16]			9,3-124 **35**								
[17]		66-350 **212**	16-23 **18**	2,3-18 **8,2**	0,1-0,8 **0,5**	2,0-5,1 **4,9**	2,2-12 **8,2**			1,99[ε]	
[18]	*27*	*28*	*12*	*1,8*	*0,1*	*5,0*	*7,2*	*0,03*	*0,02*		
[19]		**102**	**26**	**7,2**							
[20]	75-774 *290*	34-497 *216*	0-136 *66*	0-179 *45*	*<0,3*				0,3-10,8 *3,7*	2,0-19,0 *9,4*	
[21]	*125*										
[22]	*28-35*										
Parking											
[23]	6-1130 **28**										
[24]										*2,08*	
[25]	3-43	36-2500	3,3-143	0,2-14	0,1-1,6					0,67-4,60[ζ]	
[18]	*16*	26	*7,2*	*2,4*	*0,1*	*2,1*					
Toiture											
[14]	3-304 **29**	802-38061 **3422**	3-247 **37**	16-2764 **493**	0,1-32 **1,3**						
[15]	0-42 **18**	212-759 **408**	0,6-18 **11**	2,4-7,3 **5,3**							
[16]			5-101 **15**								
[26]			*1,6-2,9*								
[17]		**230**[Ta]**/569**[Tb]**/ 1598**[Tc]**/4244**[Td]	**5,4**[Ta]**/4,3**[Tb]**/ 4,3**[Tc]**/3,4**[Td]	**76**[Ta]**/79**[Tb]**/ 4,4**[Tc]**/6,5**[Td]	**0,4**[Ta]**/0,4**[Tb]**/ 0,7**[Tc]**/0,2**[Td]	**2,9**[Ta]**/1,7**[Tb]**/ 2,7**[Tc]**/3,2**[Td]	**2,4**[Ta]**/2,3**[Tb]**/ 4,3**[Tc]**/1,9**[Td]				0,05-0,98
[27]											0,2-3,2
[19]	**3**[Te]**/8**[Tf]**/ 3**[Tg]	**15**[Te]**/28**[Tf]**/ 376**[Tg]	**8,3**[Te]**/1298**[Tf]**/ 5,2**[Tg]	**3,2**[Te]**/2,2**[Tf]**/ 0,8**[Tg]							
[28]			**1087**								

[α]Somme des 16 HAPs classés prioritaires par l'US-EPA si non précisée, [β]∑14 HAPs, [γ]∑moyennes de 6 HAPs, [δ]∑13 HAPs, [ε]∑15 HAPs, [ζ]∑23 HAPs, [a]Sucy/[b]Pin Sec/[c]Chassieu, [Ta]toiture en bitume, [Tb]toiture en tuile, [Tc]toiture en ardoise, [Td]toiture en zinc, [Te]toiture béton, [Tf]toiture en cuivre, [Tg]toiture galvanisée. [1](Motelay-Massei et al., 2006), [2](Zgheib et al., 2011), [3](Gasperi et al., 2014), [4](Becouze-Lareure et al., 2019), [5](Bressy et al., 2012), [6](Boogaard et al., 2014), [7](Tang et al., 2015), [8](Walsh et al., 1997), [9](Legret and Pagotto, 1999), [10](Opher and Friedler, 2010), [11](Kayhanian et al., 2012), [12](Stagge et al., 2012), [13](Flanagan et al., 2018), [14](Gromaire-Mertz et al., 1999), [15](Gnecco et al., 2005), [16](Wallinder et al., 2009), [17](Lamprea and Ruban, 2011), [18](Cederkvist et al., 2016), [19](Charters et al., 2016), [20](Leroy et al., 2016), [21](Jiang et al., 2017), [22](Wu and Allan, 2018), [23](Toronto and Region Conservation Authority, 2008), [24](DiBlasi et al., 2009), [25](David et al., 2015), [26](Athanasiadis et al., 2010), [27](Vialle et al., 2013), [28](LaBarre et al., 2016)Devenir des contaminants des eaux pluviales au sein d'une noue : processus de rétention et de remobilisation

3.1.4. Les polluants sous forme particulaire

➢ Rétention

En surface de la noue, les polluants sous forme particulaire sont potentiellement piégés par sédimentation et par piégeage sur le couvert végétal lors du transit de l'eau (Boger et al., 2018; Deletic, 2005; Lucke et al., 2014). Les facteurs influençant la sédimentation sont (1) le débit de l'eau (vitesse et hauteur d'eau générées dans la noue) ; (2) la taille et la densité des particules ; et (3) la longeur, l'inclinaison et la densité de la végétation (Deletic, 2005). La taille des particules semble être le facteur le plus limitant de la sédimentation dans une noue, plusieurs études rapportant un piégeage quasi nul des particules de taille inférieure à 20 – 25 µm (Bäckström et al., 2006; Lucke et al., 2014).

En fonction de leur taille relative par rapport à celle des pores de la matrice sol, les particules sédimentées s'agglomèrent en surface ou sont transférées au sein de la matrice (McDowell-Boyer et al., 1986). Là encore, deux types de rétention sont possibles : (1) une filtration mécanique au sein de la porosité pour les plus grosses particules ou (2) un piégeage à la surface des minéraux et des groupements organiques suite à une interaction physico-chimique (McDowell-Boyer et al., 1986) (Figure 1.27). Au sein du massif, les particules de petites tailles – p.ex dans la phase colloïdale (taille < 10 µm) – sont potentiellement les moins bien captées (abattement négatif possible) (Flanagan et al., 2019).

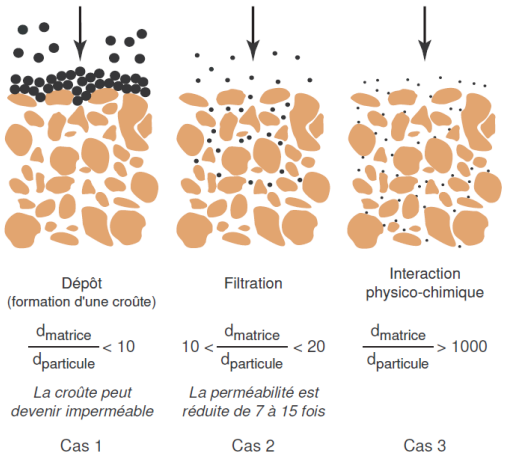


Figure 1.27. Processus de piégeage des farticules au sein d'un sol en fonction de la taille des particules et conséquences sur la perméabilité du massif (extait de Durin (2006))

➢ Remobilisation

En surface, les particules initialement sédimentées sont susceptibles d'être remises en suspension lors d'un évènement pluvieux (Allen et al., 2015; Bäckström et al., 2006), notamment la fraction fine des sédiments (Allen et al., 2017, 2019).

Le sol, notamment pendant sa phase de stabilisation, est susceptible de charrier des sédiments par érosion (Flanagan et al., 2019; Leroy et al., 2016). En outre, les particules de type colloïdal peuvent être remobilisées lors des cycles d'humidification du massif (Mohanty et al., 2016).

3.1.5. Les nutriments

3.1.5.1. Nutriments azotés

➢ Rétention

En surface de la noue, les formes azotées associées à la phase particulaire (p.ex. TKN) sont retenues par sédimentation (Boger et al., 2018).

Au sein de la matrice sol, plusieurs mécanismes de rétention des formes azotées sont possibles : adsorption, minéralisation, dénitrification, nitrification et accumulation végétale (Payne et al., 2014; Vymazal, 2007) (Figure 1.28). La matière organique du sol est une source d'azote, elle est susceptible d'être filtrée au sein du milieu, de se décomposer pour alimenter la biomasse ou de se minéraliser. La minéralisation produit des ions ammonium NH_4^+, qui peuvent (i) s'adorber sur les phases minérale et organique, (ii) être assimilés par le système racinaire du couvert végétal, (iii) se transformer en ammoniac gazeux, ou (iv) se tranformer en nitrate (par nitrification via la formation de nitrite NO_2^-). La principale voie de dégradation des ions nitrate NO_3^- est la dénitrification, produisant du diazote N_2 via des sous-produits intermédiaires (p.ex. des oxydes d'azote) (Vymazal, 2007). NO_3^- est aussi assimilable par les plantes et peut se tranformer en NH_4^+. En revanche, lors de l'infiltration de l'évènement pluvieux NO_3^- ne s'adsorbe pas sur la matrice sol du fait de sa charge négative (Wang et al., 2018a).

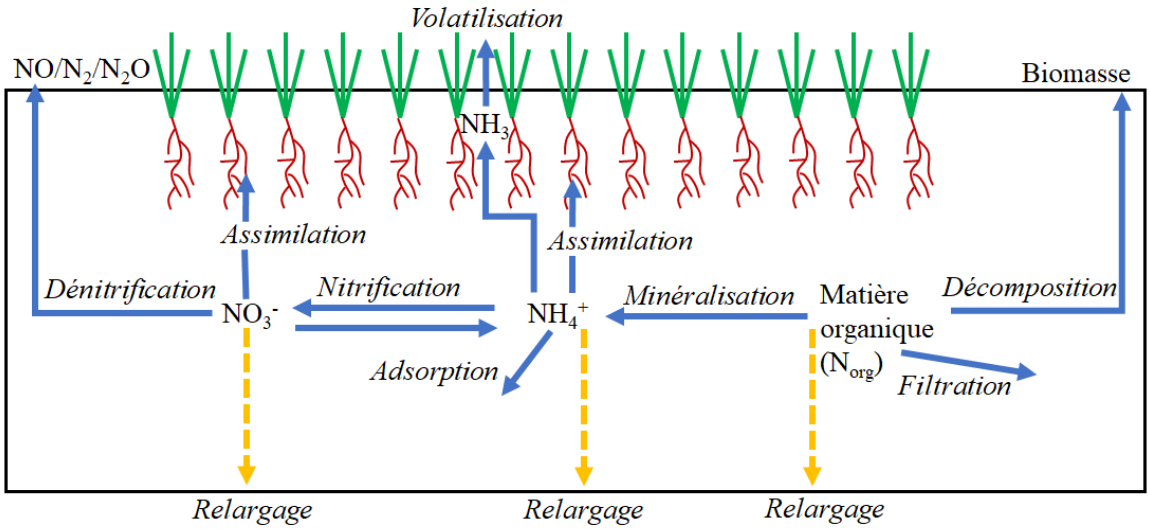


Figure 1.28. Schéma présentant les processus de rétention, de dégradation et de remobilisation des substances azotées au sein de la matrice sol

Il est à noter que les processus de minéralisation, de nitrification et de dénitrification sont caractérisés par une cinétique assez longue ; ils interviennent surtout en période sèche, lors du drainage de l'ouvrage entre deux évènements pluvieux (Wang et al., 2018a). Par ailleurs, la présence d'une zone saturée en continu au fond de l'ouvrage est susceptible de favoriser la dénitrification. Couplée à un apport en matière organique (sol), cette dernière facilite le développement de bactéries dénitrifiantes anaérobiques qui pilotent la transformation de NO_3^- (Passeport et al., 2009). Néanmoins, cette

augmentation de la dégradation de NO_3^- peut se répercuter négativement sur les dégradations de N_{org} et de NH_4^+ (Payne et al., 2014). Elle n'est pas non plus systématique, plusieurs études comparant les performances de systèmes avec et sans zone saturée n'ont pas trouvé d'effet significatif sur l'abattement en NO_3^- (Wang et al., 2018a), probablement en raison d'une hauteur d'eau trop faible, de conditions anaérobiques absentes ou présentes à trop court-terme (Barrett et al., 2013), ou de concentrations en NO_3^- trop faibles en entrée de système (Dietz and Clausen, 2006).

- Remobilisation

Les substances azotées sont marquées par un fort potentiel de relargage (Figure 1.28), notamment NO_3^- qui est très mobile (Payne et al., 2014), dû par exemple à des conditions physico-chimiques du milieu non propices à la mise en place des processus de dégradation ou à des temps de passage de l'eau trop courts au sein des ouvrages (Brown and Hunt, 2011).

3.1.5.2. Nutriments phosphorés

- Rétention

Le phosphore sous forme particulaire est piégé par sédimentation (en surface) et par filtration (au sein de la matrice sol). Les formes dissoutes sont susceptibles de s'adsorber de manière plus ou moins réversible sur la matrice sol. Les réactions d'adsorption qui ont lieu pendant l'évènement pluvieux, lorsque l'eau s'infiltre dans le sol, sont rapides mais hautement réversibles. Elles s'effectuent par exemple par échanges d'ions, sur la sphère externe (réaction électrostatique). Les réactions d'adsorption donnant lieu à des liaisons phosphore-sol plus fortes s'effectuent au cours de la phase de drainage de l'ouvrage. Deux processus sont possibles suivant les caractéristiques physico-chimiques du milieu (Li and Davis, 2016) :

- En milieu acide, le phosphore dissous se lie solidement aux hydroxydes de fer et d'aluminium par complexation de surface (sphère interne, formation de ligands),
- En milieu basique, riche en calcium, le phosphore dissous précipite.

Il est à noter qu'en matière de cinétique, l'adsorbtion sera plus rapide que la précipitation. Par ailleurs, le phosphore labile est assimilable par les microorganismes du sol et par le système racinaire (Li and Davis, 2016).

- Remobilisation

Le phosphore dissous peut être relargué du massif par réversibilité des liaisons faibles formées avec les phase minérale et organique du sol. De plus, la matière organique du sol est susceptible de relarguer du phosphore soluble via une réaction de minéralisation. Son potentiel de relargage en phosphore dissous s'évalue via le ratio molaire carbone organique/phosphore organique : s'il est inférieur ou égal à 200, le risque de mobilisation du phosphore par minéralisation est élevé, alors qu'une valeur supérieure

ou égale à 300 est signe d'une stabilité du phosphore au sein de la matière organique (Li and Davis, 2016).

3.1.6. Les ETMs

Les processus de rétention et de remobilisation des ETMs au sein d'un ouvrage d'infiltration ont fait récemment l'objet d'une revue détaillée (Tedoldi et al., 2016).

- Rétention

Les processus de rétention dépendent de la spéciation de la substance métallique :

- Un ETMs sous forme particulaire est susceptible de sédimenter en fond d'ouvrage. De plus, la forme particulaire peut être transférée au sein de la matrice sol, plus ou moins rapidement suivant la structure du réseau poral. Par ailleurs, la substance métallique peut se désorber de la particule, soit dans la phase liquide en surface de l'ouvrage, soit au sein de la solution du sol. Une assimilation du métal adsorbé à la particule par la rhizosphère (région du sol localisée à proximité des racines des plantes) est aussi envisageable.

- Un ETM sous forme libre (forme cationique) subit souvent une réaction de solvatation au sein de l'eau du sol (p.ex. cation métallique solvaté par des molécules d'eau). Néanmoins, il peut aussi migrer librement au sein de la matrice poreuse. En termes de rétention, l'ETM sous forme libre se lie potentiellement à la phase adsorbante (argiles, hydroxydes et matière organique) par physisorption (adsorption non spécifique permettant la rétention des polluants à la surface des particules de sol par interactions électrostatiques ou par formation de liaisons de type van der Waals).

- Un ETM sous forme solvatée peut se lier à la phase adsorbante par physisorption, peut former des liaisons plus stables avec la phase adsorbante par chimisorption (perte totale ou partielle de la sphère d'hydratation), peut précipiter (formation d'une structure tridimentionnelle), ou peut être directement assimilé par la rhizosphère. Concernant la chimisorption des formes solvatées, les métaux sont connus pour former des hydroxydes métalliques par création de liaisons covalentes avec des hydroxydes de fer, d'aluminiumn ou de manganèse. Concernant les précipités métalliques, ils prennent la forme d'hydroxydes métalliques, de carbonates métalliques ou de phosphates métalliques.

Les principaux facteurs influençant l'intensité et la stabilité des processus de rétention des ETMs dans le sol sont les suivants (Mirsal, 2008) :

- La composition minéralogique du sol, notamment le taux d'argile qui est le facteur prépondérant dans la capacité de rétention du sol par adsorption. En effet, les argiles sont dotées de nombreux groupements -O et -OH ionisables, présents au sein d'une structure en feuillets caractérisée par une très grande surface spécifique (plusieurs centaines de m^2/g). Elle contraste avec celles bien

plus faibles des limons quartzeux (taille d'une particule < 60 µm, surface spécifique ≈ 1 m²/g) ou des sables quartzeux (taille d'une particule < 100 µm, surface spécifique ≈ 0,1 m²/g) (Calvet, 2013).

- La granulométrie du(des) matériau(x) constitutif(s) du massif (pour la filtration).

- La capacité d'échange cationique des composants organiques et minéralogiques. La CEC est un indicateur quantitatif du potentiel de physisorption de cations sur une masse unitaire de sol sec.

- Le taux et la distribution des substances humiques, qui contiennent de multiples groupements fonctionnels carboxyliques et des hydroxyles phénoliques dont la présence a pour effet d'augmenter la CEC.

- Les propriétés physico-chimiques de la solution du sol (pH, force ionique, potentiel redox, etc.).

➢ Remobilisation

La remobilisation des métaux initalement piégés par adsorption et par précipitation s'effectue par désorption ou par solvatation. Les formes retenes par physisorption sont libérables par compétition des sites d'adsorption avec d'autres types de cations (p.ex. ions potassium (K^+) ou sodium (Na^+)). Les formes piégées par chimisorption peuvent être solvatés suite à un changement des conditions physico-chimiques du milieu ou suite à une biodégradation de la matière organique.

3.1.7. Les HAPs

Les processus de rétention et de remobilisation des HAPs au sein d'un ouvrage d'infiltration ont fait récemment l'objet d'une revue détaillée (Tedoldi et al., 2016).

➢ Rétention et dissipation

Les HAPs étant fortement associés à la phase particulaire, leur rétention s'opère essentiellement par sédimentation en surface de l'ouvrage. Les autres processus de dégradation des HAPs en surface, comme la photolyse ou la volatilisation, sont négligeables du fait du faible temps de séjour des eaux dans la noue et des masses des particules. Au sein de la matrice sol, les HAPs sous forme particulaire sont piégés par filtration mécanique. Le pool de HAPs ainsi stocké est susceptible d'être biodégradé par la communauté microbienne du sol ou d'être assimilé par la rhizosphère.

Concernant les HAPs dans la phase dissoute, ils peuvent se sorber sur des particules en suspension dans les eaux de surface, être transférés au sein de la matrice sol par infiltration ou être éliminés par photolyse ou par volatilisation. Au sein de la matrice sol, les HAPs sous forme dissoute sont essentiellement piégés par sorption sur la matière organique. Ce processus est quasi instantané, a fortiori pour les HAPs les plus lourds et les moins solubles dans l'eau. En outre les liaisons formées avec la matière organique sont stables et très peu réversibles. Leur stabilité a aussi tendance à augmenter au cours de la durée de vie de l'ouvrage via une diffusion des HAPs vers la phase organique ou vers les

pores internes de la matrice minérale. D'autres processus, dits non conservatifs, sont eux à l'origine de la dégradation des HAPs. Ils concernent la biodégradation des HAPs, leur volatilisation et leur photolyse. La biodégradation est de loin le processus non conservatif le plus significatif (LeFevre et al., 2014; Leroy et al., 2015). Les réactions de biodégradation permettent de libérer des sites d'adsorption et sont contrôlées par la taille, la diversité et l'activité de la communauté microbienne du sol. En outre, la biodégradation s'évalue cinétiquement à travers le temps de demi-vie (DT_{50}) du composé. Le DT_{50}, compris entre un jour et plusieurs années, est en général croissant avec le nombre de cycles aromatiques (Tedoldi, 2017). Par ailleurs, dans le cas d'un massif pauvre en matière organique, les HAPs peuvent se sorber sur la phase minérale mais les liaisons formées sont totalement réversibles (Tedoldi et al., 2016).

- Remobilisation

La libération des HAPs piégés sur la matière organique a lieu lors de la dissolution ou de la biodégradation de la matière organique. De plus, les HAPs sorbés sur la phase minérale peuvent être facilement relargués par désorption.

3.1.8. Le glyphosate

- Rétention et dissipation

En surface, le glyphosate est susceptible de se sorber sur les sédiments ou sur le couvet végétal. Il peut aussi être dégradé, à très faible degré, par photolyse et par hydrolyse aqueuse. Sa très forte solubilité dans l'eau rend sa volatilisation négligeable. Dans le bilan des processus de rétention et de dissipation du glyphosate, la sorption sur les sédiments serait potentiellement négligeable par rapport à celle sur la végétation et par rapport à la biodégradation (Imfeld et al., 2013).

Au sein de la matrice sol, plusieurs voies de rétention du glyphosate existent : liaisons avec un cation polyvalent métallique (plusieurs charges électriques positives), sorption sur la matière organique (nottamment sur les substances humiques), et complexation par échanges d'ions avec les argiles. En raison de ses trois groupements fonctionnels polaires - une amine, un phosphonate et un carboxylate – le glyphosate se lie facilement avec les hydroxydes Fe-OH et Al-OH de la phase minérale (Dollinger et al., 2015; Vereecken, 2005). La sorption du glyphosate dépend de plusieurs facteurs, notamment du pH et du contenu en argile du sol (Farenhorst et al., 2009). Un milieu acide ou neutre aurait un impact positif sur les complexations du glyphosate avec les substances humiques et les hydroxydes métalliques alors qu'un pH plus basique augmenterait le nombre de charges négatives dans le milieu, favorisant la répulsion entre le glyphosate et ses sites d'adsorption potentiels. Néanmoins, un milieu basique n'est pas forcément un frein à la rétention du glyphosate, notamment lorsque la concentration initale du composé est élevée, puisque le nombre de sites d'adsorption disponibles y est alors supérieur (Dollinger et al., 2015). En outre, l'augmentation des charges négatives est favorable à la formation de complexes associant le glyphosate, un cation métallique et une substance humique (Dollinger et al., 2015).

Comme pour les HAPs, le glyphosate est concerné par des processus non conservatifs de dissipation comme la biodégradation. Au moins deux voies de dégradation sont possibles (Farenhorst et al., 2009; Li et al., 2018) :

- par transformation du glyphosate en 1-aminométhylphosphonate (AMPA) ; cette voie est souvent considérée comme étant la principale (Imfeld et al., 2013; Li et al., 2018). Dans un ouvrage de gestion des eaux pluviales, une augmentation du ratio massique AMPA/glyphosate entre l'entrée et la sortie du système peut constituer un marqueur manifeste de la dégradation du glyphosate en AMPA (Imfeld et al., 2013). Il est à noter que la biodégradation de l'AMPA est plus difficile comparée à celle du glyphosate du fait de sa forte sorption sur les groupements phosphonates.
- par transformation du glyphosate en sarcosine puis en glycine.

La rapidité de dégradation du glyphosate dans le sol dépend de l'intensité des forces de sorption en présence dans la matrice. En matière de cinétique, le DT_{50} du glyphosate dans le sol s'échelonne d'un à plusieurs centaines de jours (Vereecken, 2005) – 1 à 174 jours d'après Imfeld et al. (2013), 7 à 60 jours d'après Zhang et al. (2014). Pour l'AMPA, le DT_{50} est compris entre 76 et 240 jours (Imfeld et al., 2013).

- Remobilisation – relargage

Plusieurs cas de transferts de glyphosate et d'AMPA dans les sols ont été observés dans la littérature (Bergström et al., 2011; Stone and Wilson, 2006; Vereecken, 2005). Des transferts rapides sont principalement dus à la présence d'écoulements préférentiels. Ils concernent surtout les sols argileux ou limoneux (Bergström et al., 2011) mais peu les sols sableux (hors cas où la macroporosité du massif n'est pas négligeable) (Borggaard, 2011). Un transfert vertical de la matière organique dissoute (riche en colloïdes) constitue une autre voie de relargage possible du glyphosate.

De plus, le risque de mobilité du glyphosate est accru dans un sol riche en phosphates puisque ces derniers partagent les mêmes sites d'adsorption (hydroxydes métalliques) (Vereecken, 2005). Néanmoins, l'intensité de cette compétition est à tempérer selon Borggaard (2011), notamment en raison de l'existence d'une spécificité de certains sites pour le glyphosate ou pour le phosphate.

3.1.9. Modélisation de la sorption des micropolluants sur le sol

L'évolution de la quantité de contaminant adsorbée sur la matrice sol (S_{ads}) à l'état d'équilibre en fonction de sa concentration dans la phase liquide (C_{liq}) est traditionnellement représentée sous la forme d'une isotherme ; elle retranscrit l'augmentation progressive des sites d'adsorption en parallèle de l'augmentation de la quantité adsorbée. Trois théories sont fréquemment utilisées pour modéliser ces isothermes : théorie linéaire, théorie de Freundlich et théorie de Langmuir (Calvet, 2013). Par exemple,

le modèle de l'isotherme linéaire permet de relier directement S_{ads} (en mg/kg) à C_{liq} (en mg/L) via un coefficient de partition liquide-solide linéaire, noté K_d (en L/kg) :

$$S_{ads} = K_d \times C_{liq} \quad \text{(Équation 1.26)}$$

En outre, il est possible de réécrire l'(Équation 1.26) en utilisant le coefficient de partage carbone organique – eau, le K_{oc}, tel que (Mirsal, 2008) :

$$S_{ads} = K_{oc} \times f_{oc} \times C_{liq} \quad \text{(Équation 1.27)}$$

avec f_{oc} la fraction de carbone organique du sol (Weiner, 2008).

En terme d'application, l'(Équation 1.27) est surtout recommandée pour estimer la quantité adsorbée sur le sol d'un polluant caractérisé par une forte affinité avec la matière organique ; c'est par exemple le cas des HAPs (Zhang et al., 2014). En revanche, il n'est pas conseillé de passer par le K_{oc} pour modéliser l'adsorption du glyphosate sur le sol, la variabilité de son K_{oc} étant supérieure à celle de son K_d (Dollinger et al., 2015; Vereecken, 2005). En ce sens, Vereecken (2005) recommande d'utiliser les contenus en oxydes métalliques et en minéraux argileux du sol pour estimer plus fidèlement ses capacités de sorption du glyphosate.

3.2. Les performances épuratoires des noues

3.2.1. Performances vis-à-vis des MES, des nutriments et des ETMs

Les contaminants les plus analysés dans les études sur les performances épuratoires des noues sont les MES, les nutriments et les ETMs. Les noues sont capables d'abattre efficacement les concentrations en MES, en nutriments présents sous forme particulaire et en ETMs totaux. Les abattements en concentrations sont plus variables pour les nutriments présents dans la phase dissoute, comme les formes oxydées de l'azote et le phosphate. Les mécanismes de rétention des nutriments seraient moins efficaces que ceux piégeant les contaminants présents dans la phase particulaire. En revanche, très peu de données sont disponibles sur les abattements des ETMs sous forme dissoute et sous forme particulaire. Seuls Flanagan et al. (2018) ont évalué les capacités épuratoires d'une noue de biofiltration vis-à-vis des phases dissoute et particulaire. Ils ont trouvé des abattements nettement plus faibles pour les ETMs sous forme dissoute par rapport aux ETMs totaux. En outre, des similitudes ont été observées entre les distributions de probabilité de non dépassement des concentrations en entrée et en sortie de noue pour les ETMs totaux et les MES. Elles témoignent de processus de rétention en commun : l'abattement des MES permettrait d'abattre significativement les ETMs totaux.

Par ailleurs, les abattements en concentration sont principalement affectés par le niveau de contamination des eaux en entrée de noue (Barrett, 2008). Une méthode alternative est de comparer les concentrations de sortie à des seuils réglementaires de bonne qualité des milieux récepteurs (Flanagan et al., 2018; Stagge et al., 2012). Se positionner par rapport à des seuils permet de ne pas s'alarmer

systématiquement en cas d'abattements négatifs dus à des eaux d'alimentation très peu chargées en MES ou en ETMs. Ces seuils qualité sont généralement mis en évidence sur des graphiques présentant les distributions des concentrations des contaminants étudiés en sortie de noue (p.ex. boîtes à moustaches, graphique de probabilité de non dépassement, etc.), permettant d'identifier visuellement la proportion des données respectueuses de la réglementation (Fassman, 2012; Flanagan et al., 2018; Stagge et al., 2012).

Une base de données portant sur les performances épuratoires des noues vis-à-vis des MES, des nutriments et des ETMs a été développée lors de ce travail de thèse. Une analyse statistique des données de la base fait l'objet d'un chapitre de la Thèse (voir Chapitre 2 Analyse des performances épuratoires des noues à partir des données de la littérature). Les paramètres potentiels d'influence des abattements en concentration d'une noue y sont discutés.

3.2.2. Performances vis-à-vis des HAPs et du glyphosate

Les études sur les capacités des noues à abattre les micropolluants organiques sont rares.

Concernant les HAPs, les noues ou les ouvrages similaires (ouvrages de biorétention et de biofiltration) sont capables de les piéger significativement. En effet, des taux d'abattement en concentration ou en masse supérieurs à 80 – 90 % ont régulièrement été observés (Tableau 1.8). Il est à noter que ces abattements concernent surtout les eaux infiltrées, les systèmes suivis étant essentiellement des ouvrages d'infiltration. Les abattements les plus importants sont recensés pour les composés les plus lourds (p.ex. pyrène), plus hydrophobe (log K_{ow} élevé) et présentant les plus forts taux d'association avec la phase particulaire dans les eaux de ruissellement (David et al., 2015; Flanagan et al., 2018; Roinas et al., 2014b). Les HAPs plus légers (p. ex. naphtalène) sont suceptibles d'être moins bien abattus dans ces ouvrages (David et al., 2015), *a fortiori* lorsque les eaux collectées proviennent de l'exutoire de surface de la noue (principal processus de piégeage, la sédimentation, peu efficace sur la rétention du des formes dissoutes) (Roinas et al., 2014a). En dépit des taux d'abattement souvent élevés, plusieurs études font état de fluctuations importantes en fonction des caractéristiques du sol de l'ouvrage et des conditions d'alimentation (cumul de pluie, concentrations en HAPs et en MES). Des abattements élevés en HAPs peuvent être corrélés à des concentrations élevées en HAPs dans les eaux d'alimentation (DiBlasi et al., 2009). Les fortes concentrations en HAPs dans les eaux de ruissellement sont souvent liées à des concentrations élevées en MES du fait de leur forte hydrophobicité (Flanagan et al., 2018; Leroy et al., 2016), même si ce constat n'est pas systématique (DiBlasi et al., 2009). Néanmoins, de fortes concentrations en MES en entrée de système ne sont pas un gage d'abattements significatifs en HAPs (Leroy et al., 2016) et inversement (Anderson et al., 2016; David et al., 2015; Toronto and Region Conservation Authority, 2008). En effet, la qualité (teneurs en HAPs) et la structure du massif (niveau de stabilisation du sol) sont également susceptibles d'entraver la rétention des HAPs. En ce sens, en dépit de concentrations élevées en HAPs dans les eaux de ruissellement, Leroy et al. (2016) ont mis en

évidence un fort relargage en HAPs en sortie d'une noue enherbée construite avec un sol provenant d'une noue en service.

*Tableau 1.8. Données trouvées dans la littérature à propos de la rétention des HAPs au sein des noues (ou de systèmes similaires). EMC médiane en **gras**, EMC moyenne en italique et EMC* min-max *en police* standard

Etude	Ouvrage *(collecte eau)*	EMC_{in}	EMC_{out}	Abattement RE (%)	Remarque(s)
[1]	Noue de biofiltration *(infiltrée)*	Phen : **23** ng/L Pyr : < **10** ng/L	Phen : < **10** ng/L Pyr : < **10** ng/L	Positif	MES_{in} faible (**28** mg/L), relargage MES_{out} (**48** mg/L)
[2]	Ouvrage de biorétention *(infiltrée)*	0,29 - 5,16 µg/L (16 HAPs US-EPA)	0,057 - 0,37 µg/L (16 HAPs US-EPA)	RE_C : 31 - 99 RE_M : -71 - 99	MES_{in} faible 16 - 68 mg/L Fp_{out} (56%) < Fp_{in} (74%) Pluies : 2,8 - 8,3 mm Petites pluies mieux abattues (*first-flush* ?)
[3]	2 ouvrages de filtration *(infiltrée)*	Pyr : 10 µg/L Nap : 17 µg/L	Pyr : < 1 µg/L Nap : 1 - 3 µg/L	Pyr RE_M : 93 - 94 Naph RE_M : 87 - 89	Massif 1 : sable (70 cm) Massif 2 : loam sableux (50 cm) + graviers (20 cm) Alimentation : 3 à 4 VP avec dopage en HAPs
[4]	Noue standard *(surface)*	Pyr : > **1** µg/L Nap : > **2** µg/l		Nap : très faible Pyr : significatif	$HAPs_{lourds}$ mieux abattus (Roinas et al., 2014b)
[5]	Ouvrage de biorétention *(infiltrée)*	23 HAPs : *2,5* µg/L (sortie réseau enterré)	23 HAPs : *0,235* µg/L (sortie ouvrage)	RE_C : 90 RE_M : 97	MES < 50 mg/L (faible) Avant/après installation de l'ouvrage : • ↑ $HAPs_{légers}$/$HAPs_{lourds}$ • RE plus forts pour les $HAPs_{lourds}$
[6]	3 noues de biofiltration n°1/n°2/n°3 *(infiltrée)*	n°1 : 0,06 - 0,47 µg/L n°2 : 0,1 - 0,46 µg/L n°3 : 0,06 - 0,53 µg/L	n°1 : <LQ - 0,01 µg/L n°2 : 0,01 - 0,03 µg/L n°3 : <LQ - 0,05 µg/L	HAPs total : RE_C : *89/89/69* RE_M : 95 - 100	MES_{in} sur les 3 sites : *79/95/62* mg/L RE_C MES = 67/93/82 % Pluies : 14,5 à 38,6 mm
[7]	2 noues - noue enherbée/noue plantée *(infiltrée)*	Phe : *1,9* µg/L BaP : *0,5* µg/L 16 HAPs US-EPA : *9,4* µg/L (phase totale)	Phe : *3,7/1,5* µg/L BaP : *1,0/0,51* µg/L 16 HAPs US-EPA : *12/6,8* µg/L	Phe : *-536/-36* Pyr : *-94/-18* BaP : *-419/-63* 16 HAPs US-EPA : *-99/30*	MES_{in} fortes (*290* mg/L) RE_C MES = *-71/6* % Pluies : 1,5 à 48,5 mm Sol → relargage en HAPs, surtout si non stabilisé
[8]	Noue de biofiltration *(infiltrée)*	Phase totale : Pyr : **851** ng/L Phen : **356** ng/L Nap : **91** ng/L 16 HAPs US-EPA : **4,9** µg/L Phase dissoute : Pyr : **21** ng/L Phen : **23** ng/L Nap : <**10** ng/L 16 HAPs US-EPA : <**190** ng/L	Phase totale : Pyr : **54** ng/L Phen : **29** ng/L Nap : **17** ng/L 16 HAPs US-EPA : **456** ng/L Phase dissoute : Pyr : <**10** ng/L Phen : <**10** ng/L Nap : <**10** ng/L 16 HAPs US-EPA : <**160** ng/L	Phase totale : 16 HAPs US-EPA RE_C : **91**	MES_{in} fortes (**291** mg/L) Médianes RE_C : $HAPs_{lourds}$> $HAPs_{légers}$ ↑logKow : ↑médiane RE_C ↑Fp_{in} : ↑médiane RE_C • Phase totale : Fluo > EQS (6,3 ng/L) BaP > EQS (0,17 ng/L) Nap < EQS (2000 ng/L) 1 pluie : Anth > EQS (100 ng/L) • Phase dissoute : Quantifié en entrée : Phen, Fluo et Pyr RE_C significatif : Phen RE_C négatifs : Fluo et Pyr (émissions matériaux)

MES_{in} = EMC en MES dans le ruissellement routier ; MES_{out} = EMC en MES en sortie de noue ; RE_C = abattement en concentration ; RE_M = abattement en masse ; Phen = Phénanthrène ; Pyr = Pyrène ; Nap = Naphtalène ; Fluo = Fluoranthène ; BaP = Benzo(a)pyrène ; Anth = Anthracène ; LQ = limite de quantification ; RE_C = abattement évènementiel en concentration ;

RE_M = abattement évènementiel en masse ; Fpin = fraction particulaire en entrée ; Fpout = Fraction particulaire en sortie ; $HAPs_{lourds}$ = HAPs à haut poids moléculaire ; $HAPs_{légers}$ = HAPs à faible poids moléculaire ; [1] Toronto and Region Conservation Authority (2008) ; [2] DiBlasi et al. (2009) ; [3] Zhang et al. (2014) ; [4] Roinas et al. (2014a, 2014b) ; [5] David et al. (2015) ; [6] Anderson et al. (2016) ; [7] Leroy et al. (2016) ; [8] Flanagan et al. (2018)

Le système racinaire peu développé de cette noue enherbée serait défavorable à la stabilisation de son sol, expliquant *a priori* la remobilisation de MES riches en HAPs au sein du massif. Par ailleurs, seuls Flanagan et al. (2018) ont dissocié phases particulaire et dissoute dans l'analyse de la rétention des HAPs. Trois HAPs, le pyrène, le fluoranthène et le phénanthrène ont pu être quantifiés à l'état de traces dans les eaux de ruissellement. Seul le phénanthrène sous forme dissoute présente des abattements significatifs en sortie de noue, contrairement au pyrène et au phénanthène dont l'augmentation des concentrations dans la phase dissoute sur les premières campagnes serait liée à l'émission de HAPs par les matériaux de construction de l'ouvrage.

Concernant le glyphosate, très peu de données sont disponibles. Les ouvrages de filtration seraient capables d'abattre (en masse et en concentration) le glyphosate à des taux proches des 90 à 95 %, (Cederkvist et al., 2016; Zhang et al., 2014). Ces valeurs ont été obtenues à partir de tests en alimentation contrôlée (avec des eaux de ruissellement synthétiques - composés chimiques + eau potable - ou semi-synthétiques - composés chimiques + sédiments + eaux pluviales), avec des concentrations en glyphosate représentatives du niveau de contamination des eaux urbaines pour la première étude (0,8 – 0,9 µg/L) (Cederkvist et al., 2016) et des eaux très riches en glyphosate pour la seconde (1600 – 1950 µg/L) (Zhang et al., 2014). Ces deux études reposent en outre sur des injections de 3 à 4 volumes de pores d'eau par test pour étudier la capacité de traitement du massif sans biais lié à une rétention temporaire de l'eau avant un relargage éventuel en glyphosate (Cederkvist et al., 2017).

4. Conclusion du chapitre 1

Les noues sont des ouvrages dont la conception et la fonctionnalité ont évolué depuis les années 1980. Initialement de type standard, leur implantation répondait principalement à un besoin de drainage des flux d'eau. Leur rôle s'est par la suite diversifié, les noues étant aujourd'hui considérées à la fois pour leurs bénéfices hydrologique et épuratoire. Cette évolution s'est accompagnée d'une réelle évolution de leur conception en termes de matériaux et d'équipements additionnels (p.ex. les cloisons). Le sol revêt une place de choix dans l'émergence des nouveaux types de noue pour les doter *a priori* de capacités hydraulique et épuratoire accrues. Il convient de mieux caractériser les performances de ces nouveaux systèmes et de les comparer aux noues standards. Les résultats permettraient de mettre en évidence leurs fonctionnements et bénéfices respectifs pour aider les aménageurs dans leurs choix.

Les données sur les performances hydrologiques des noues restent encore peu nombreuses. Les quelques études réalisées ont mis en évidence la capacité des noues à réduire les pics de débit de pointe, à retarder la montée du pic de débit et à abattre les volumes ruisselés. Les principaux paramètres

impactant ces performances ont aussi été identifiés : profil hydraulique de l'évènement de ruissellement (durée de l'évènement, cumul de pluie, position du pic de débit de pointe), état hydrique initial du sol et capacités d'infiltration du sol (évaluée à travers le K_s). Alors que les paramètres du sol interviennent significativement dans le fonctionnement hydraulique d'une noue, ils restent, comme les flux hydriques de subsurface, très peu caractérisés. En outre, les comparaisons entre les fonctionnements hydrauliques de types de noues aux sols contrastés restent marginales. De tels travaux à l'échelle *in situ* sont techniquement difficiles, la mise en place de techniques de récupération de l'eau qui s'infiltre dans une noue étant à la fois difficile et susceptible de modifier son écoulement. De même, la très grande variabilité des évènements pluvieux et des surfaces d'apport en eau entre les sites d'étude ne facilite pas ces comparaisons.

Les performances épuratoires des noues disponibles dans la littérature mettent en évidence leur capacité à piéger par sédimentation les polluants présents dans la phase particulaire. La rétention des nutriments dans la phase dissoute est plus variable. Très peu de données sont disponibles sur la rétention des micropolluants organiques, pourtant connus pour leur toxicité à la fois pour l'homme et les écosystèmes. Concernant les processus épuratoires au sein de ces systèmes, les capacités du sol restent peu explorées et n'ont pas été comparées en termes d'efficacité avec ceux siégeant en surface. Ils sont pourtant suceptibles de jouer un rôle fondamental dans la rétention à long terme des micropolluants. Pour mieux quantifier l'intensité de ces mécanismes, il convient de distinguer la phase dissoute de la phase particulaire ou totale. En outre, il reste à évaluer la potentielle influence des paramètres de conception et des caractéristiques de l'alimentation sur les performances épuratoires des noues. Les résultats attendus permettraient d'améliorer l'implantation et la conception des noues. A ce titre, une connaissance plus fine des performances d'une noue de filtration très perméable (ouvrage de plus en plus plébiscité dans la littérature technique) serait utile aux aménageurs pour évaluer ses bénéfices par rapport à ceux d'une noue standard. Ces travaux de caractérisation et de comparaison de performances semblent difficilement réalisables *in situ*, les concentrations en micropolluants dans les eaux et les intensités de pluies étant très variables.

Rappel des objectifs du travail

L'objectif principal de ce travail de thèse est d'améliorer les connaissances sur les performances épuratoires et hydrologiques des noues pour identifier leurs paramètres d'influence. L'approche méthodologique se décompose en deux volets :

- Une analyse critique des données de la littérature sur les performances épuratoires de noues très majoritairement de terrain. Les objectifs sont (i) d'évaluer les performances épuratoires des noues vis-à-vis des polluants fréquemment étudiés, les MES, les nutriments et les ETMs et (ii) d'identifier les paramètres (paramètres de conception de la noue, caractéristiques de

l'alimentation) pouvant influer sur ces performances. Pour cette analyse, une base de données originale a été construite ; elle inclut des données sur les performances épuratoires des noues, sur leurs paramètres de conception (géométrie, matériaux de construction et couvert végétal) et sur leurs modalités d'alimentation (qualité des eaux en entrée de système, sens d'alimentation, caractéristiques de la surface d'apport en ruissellement).

- Une étude expérimentale à l'échelle pilote ayant pour objectif d'étudier et de comparer les performances épuratoires et hydrologiques de deux noues aux sols contrastés, une noue standard et une noue de filtration, alimentées avec des eaux de toiture semi-synthétiques. Les deux noues pilotes ont été spécifiquement conçues et aménagées pour les besoins de l'étude. Leurs fonctionnements hydraulique et épuratoire ont ensuite été caractérisés en les alimentant avec des évènements de ruissellement courants, responsables de la majorité des flux de polluants à l'échelle annuelle. L'alimentation des noues avec des eaux semi-synthétiques a permis de fixer leurs niveaux de concentrations en micropolluants organiques, prérequis indispensable à la mise en évidence de leurs processus de rétention. Leurs performances épuratoires sont caractérisées vis-à-vis des MES, des ETMs et de trois micropolluants organiques, deux HAPs (le pyrène et le phénanthrène) et le glyphosate, herbicide le plus utilisé au monde. Pour mettre en évidence l'ensemble des processus épuratoires intervenant dans la rétention et la dissipation de ces contaminants, les eaux sont analysées à la fois en sortie de drains et à l'exutoire de surface (si surverse). De même, les phases dissoute et particulaire (ou totale) ont été distinguées lors des analyses pour identifier l'efficacité de leurs processus de rétention respectifs. Dans une optique d'amélioration de la conception et de l'implantation des noues, l'influence du sens d'alimentation sur les performances hydrologiques et épuratoires a pu être testé.

Sur le plan hydrologique, les expérimentations devraient permettre de caractériser le fonctionnement hydraulique d'une noue standard et d'une noue de filtration vis-à-vis des pluies les plus fréquentes observées dans la plupart des zones tempérées, c'est-à-dire les petites pluies. Par ailleurs, elles permettront d'identifier certains paramètres (matériaux, sens d'alimentation, taille de l'évèneemnt pluvieux, etc.) qui seraient suceptibles d'influer sur les performances hydrologiques d'une noue.

Sur le plan épuratoire, les résultats attendus devraient (i) permettre d'améliorer les connaissances sur les performances épuratoires des noues vis-à-vis des ETMs et des trois micropolluants organiques choisis (pyrène, phénanthrène et glyphosate), (ii) de mieux cerner la contribution relative des mécanismes de rétention et de dissipation siégeant en surface et dans le sol et (iii) d'identifier les paramètres influençant leurs performances pour optimiser l'implantation et la conception d'une noue.

Chapitre 2. Analyse des performances épuratoires des noues à partir des données de la littérature

L'objectif de ce chapitre est de faire le point sur les capacités épuratoires des noues au regard des facteurs pouvant les influencer : la qualité des eaux d'alimentation et les paramètres de conception de la noue. Pour cela, une base de données a été construite à partir des données disponibles dans la littérature. A la différence des bases de données déjà existantes comme la BMP Database (Clary et al., 2017), la base de données constituée dans cette étude contient des informations plus précises vis-à-vis de la conception des noues (type de noue, matériaux, végétation, etc.) et de leur implantation sur le terrain (sens d'alimentation, ratio surface noue/surface active, etc.) pour identifier l'influence potentielle de ces facteurs sur les performances épuratoires des noues. Une analyse statistique, avec des tests non paramétriques, a ensuite été effectuée pour identifier les facteurs susceptibles d'affecter les performances épuratoires des noues vis-à-vis des polluants les plus étudiés dans la littérature – MES, nutriments et ETMs. Ce travail est présenté sous la forme d'un article scientifique.

Analysis of swale factors implicated in pollutant removal efficiency using a swale database

(publié dans Environmental Science and Pollution Research. Volume 26, Issue 2, pp 1287-1302 https://doi.org/10.1007/s11356-018-3522-9)

Alexandre Fardel[1,2], Pierre-Emmanuel Peyneau[1], Béatrice Béchet[1], Abdelkader Lakel[2], Fabrice Rodriguez[1]

[1]IFSTTAR, GERS, EE, F-44344 Bouguenais, France

[2]CSTB, Aquasim, 11 Rue Henri Picherit, 44300 Nantes, France

Abstract

Swales are traditional basic open-drainage systems which are able to remove stormwater-borne pollutants. In spite of numerous case studies devoted to their performances, parameters influencing the reduction of pollutant concentrations by swales remain elusive. In order to better characterize them, a database was set up by collecting performance results and design characteristics from 59 swales reported in the literature. Investigations on correlations amongst pollutant efficiency ratios (ERs) indicated that total trace metals (copper (Cu), zinc (Zn), cadmium (Cd) and lead (Pb)), total suspended solids (TSS), total phosphorus (TP) and total Kjeldahl nitrogen (TKN) exhibited many cross-correlated ERs. High ERs were observed for particulate pollutants such as TSS (median ERs = 56%) and total trace metals (median ERs ≥ 62 %), suggesting that these pollutants are efficiently trapped by sedimentation in swale bed and/or filtered within swale soil. Medium to high ERs were found for dissolved trace metals (median

ERs ≥ 44 %), whereas ERs for nutrient species were lower (median ERs ≤ 30%). The inflow concentration was identified as a major factor correlated to ER for most pollutants. For some pollutants, there is also a trend to get higher ER when the geometrical design of the swale increases the hydraulic residence time. Overall, this database may help to better understand swale-systems and to optimize their design for improving pollutant removal.

Key words: swale; database; stormwater; pollutant removal; efficiency ratio; design factor

1. Introduction

There is a growing trend in stormwater management to deal with the harmful effects of urbanization on runoff quantity and quality. This has led to the implementation of techniques that reduce stormwater discharges and pollution, at subcatchment scale (Ahiablame et al., 2012; Hamel et al., 2013; Petrucci et al., 2013; Rodriguez et al., 2007; Sage et al., 2015). Among these new techniques, the implementation of swales is becoming increasingly attractive for practitioners (Caltrans, 2004; Dierkes et al., 2000; Lucke et al., 2014; Revitt et al., 2003; Woods Ballard et al., 2015). Over the past 30 years, swales have evolved from basic, shallow, open ditches used to attenuate peak flows (Clar et al., 2004; Wang et al., 1980), to systems capable of removing a wide range of stormwater-borne pollutants (Stagge et al., 2012). These contaminants are distributed between the dissolved and particulate phases in the runoff (Gasperi et al., 2014; Hvitved-Jacobsen et al., 2010). They comprise organic or inorganic substances such as: (i) total suspended solids (TSS), (ii) nutrients, (iii) trace metals (*e.g.* lead (Pb), copper (Cu)), cadmium (Cd) and zinc (Zn)) and (iv) other micropollutants (*e.g.* polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and pesticides) (Ingvertsen et al., 2011; Kayhanian et al., 2012). The removal of these pollutants by swales involves a combination of distinct mechanisms generally related to hydraulic processes. Transport of stormwater over the swale bed promotes the sequestration of particulate pollutants through sedimentation and trapping by vegetation (Deletic, 1999; Purvis et al., 2018). Subsurface flows within the swale materials are involved in the implementation of retention, degradation and transport mechanisms of pollutants in soil (LeFevre et al., 2014; Tedoldi et al., 2016).

The performance of swales for improving stormwater quality can be assessed using indicators such as efficiency ratios (ERs) (Urbonas, 1994). The ER is a ratio between the mean pollutant input and output, and provides a long-term estimation of overall treatment performance compared with the mean or median removal efficiencies (Roseen et al., 2009). Consequently, this parameter is useful to evaluate the potential treatment efficiency of swales (Fassman, 2012), as well as to identify the factors influencing swale ability to remove pollutants.

Hydraulic processes within swales have a paramount role on contaminant transport. Hydraulic characteristics of the swale, such as the hydraulic residence time (HRT), are therefore considered as influential variables for pollutant removal (Johnson et al., 2003; Yu et al., 2001). Factors influencing

HRT, such as swale geometry, swale materials and swale vegetal cover, have been investigated with respect to pollutant removal in some studies (Bäckström, 2002; Leroy et al., 2016; Lucke et al., 2014; Powell, 2015; Roseen et al., 2009; Stagge et al., 2012; Winston et al., 2012a; Yousef et al., 1985). Results suggest that several design variables could be important for pollutant removal, such as the type of swale (Winston et al., 2012a), the swale length, the centerline slope (Yu et al., 2001), the presence of check dams (Stagge et al., 2012), the vegetation (Mazer et al., 2001) and the composition of soil materials (Hood et al. 2013). However, the contribution of these design parameters to swale efficiency remains to be fully established and there are still some knowledge gaps on how to design swales to remove pollutants efficiently.

The goal of this work was to gain insight into the pollutant removal capabilities of swales and the design factors that could affect them. For this purpose, the relationships between ERs and factors related to swale design and runoff water quality were investigated, using a swale database, established by collecting performance results and design features from various distinct swales characterized in the literature. The potential relationships between ERs for various pollutants were additionally studied, to ascertain the effectiveness of specific treatment processes, such as sedimentation and filtration, on pollutant removal by swales. The results will provide useful information to scientists, engineers and practitioners on: (i) the ability of swales to treat stormwater, (ii) the potential effect of relevant factors (*e.g.* design and incoming water quality) on pollutant removal by swales, and (iii) the future research needs to advance knowledge regarding swale design and treatment processes.

2. Materials and methods

2.1. Overview of the method used for collecting and analyzing data

The methodology used to collect and analyze data is summarized through a diagram (Figure 1). This conceptual scheme gathered four steps together, presented below: (1) raw data collection, (2) data filtration to feed the final database, (3) data range representations and (4) statistical approaches to analyze the data.

2.2. Data collection

To produce a database containing indicative information about pollutant removal in swales, a literature search was conducted using standard research database (*e.g.* Web of Science, ScienceDirect, Google Scholar). For this purpose, we used keywords related to the pollution removal (*e.g.* ‘swale pollutant removal’ and ‘swale performances’), the types of swale (*e.g.* ‘swale’, ‘grassed swale’, ‘dry swale’, ‘wet swale’, ‘bioswale’, ‘bioretention swale’) and the inputs (*e.g.* ‘swale stormwater’). In addition to peer-reviewed journal papers, reports, technical notes, proceedings, master thesis and Ph.D. dissertations were considered. This online search comprises studies conducted up to the 1st of May 2018.

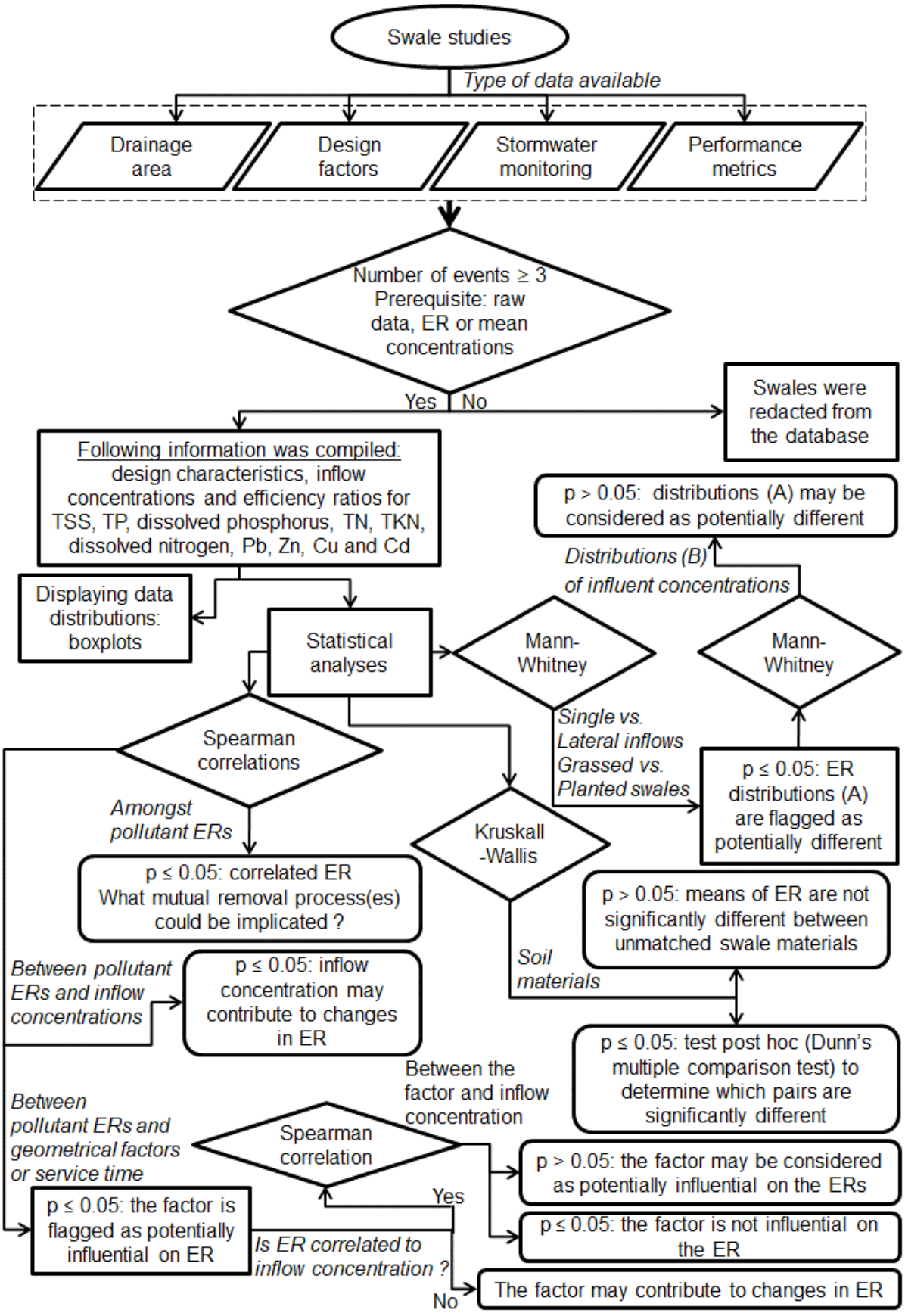


Figure 2.1 (Figure 1). Diagram describing the following methods used to filter and analyze the database

The produced data set has been filtered again to exclude the studies either with (i) weak number of monitoring rainfall-runoff events (*i.e.* n < 3) or (ii) several locations of outflow (i.e., two distinct outlets to discharge surface and subsurface outflows) or (iii) median values without access to raw data. Owing to their prevalence in the data set, we chose to consider mean concentrations as an estimator of water quality.

All selected studies used one of the three sampling designs that are often considered: flow interval, time-interval, and random grab sampling (Leecaster et al., 2002). Continuous auto-sampling using time-weighted or flow-weighted methods is usually considered to be a robust method to collect a representative sample of the complete runoff, which gives direct access to the event mean concentration (EMC) (Lee et al., 2007). Although the mixing of grab samples does not necessarily provide access to the EMC, studies using this sampling method were also included in the database. Among the selected studies, ER was used as the reference metric to assess swale performance (Roseen et al., 2009). The ERs were either retrieved from the screened documents or calculated from the concentrations using the following equation:

$$\text{ER}\ (\%)\ = \left(1 - \frac{\text{average EMC}_{\text{outlet}}}{\text{average EMC}_{\text{intlet}}}\right) \times 100 \qquad \text{(Equation 2.1)}$$

where EMC_{inlet} and EMC_{outlet} are the EMC measured at inlet and outlet of a swale, respectively.

Several swales can be studied in a single document; the largest contributing document fed the database with six swales (Caltrans, 2004). The whole selection process finally yielded 59 swales fulfilling the aforementioned criteria, against 103 swales at the beginning of the procedure. One important step was to ensure that each swale was only considered once, although it might have been described in distinct documents. Exceptions to this rule have been taken for either discontinuous monitoring program involving the same swale or swale design modifications (*e.g.* length divided by two (Larcombe, 2003), retrofitting swale with check dams (Powell, 2015)).

Following the database constitution, each swale has been referenced with an identification number (ID). The generic characteristics of the swales used for this study, such as the site name, the location (country) and the land use (*i.e.* catchment specifications), are summarized in Table S1. The facility scale was defined through three categories (Table S1): (i) *field-scale swale* refers to a monitoring facility which is already in operation (*i.e.* not designed by the investigators or for the purpose of a monitoring study), (ii) *technical field-scale swale* means that the facility or the contributing area have been designed or retrofitted by researchers and implemented on the field for the purpose of the study and (iii) *technical-scale swale* defines a facility which has been designed and implemented in a pilot system, *e.g.* a test bed system (Hood et al., 2013) or any other type of device structures (Bäckström, 2002; Li et al., 2016; Nara

and Pitt, 2006). Furthermore, the water supply of swales is also considered as a parameter, since runoff could be generated by a storm event or a simulated event.

Other relevant factors, including the surface of the drainage catchment (*i.e.* discharge area), the discharge ratio and the type of swale are also indicated in Table S1. When not reported, the swale area and the discharge ratio were determined by multiplying the swale top or average width by its length and by dividing the swale area by the discharge area, respectively. In addition, the active discharge area and active discharge ratio were calculated, when possible, by multiplying the impervious surface ratio by the discharge area and by dividing the swale area by the active discharge area, respectively (Table S2). Swales were additionally classified in four categories: 'standard', 'dry', 'wet' and 'bio-' swales. Standard swales may refer to natural grassed depressions or to graded grassed channels. Hence, all facilities called 'swale', 'grass swale', 'grassy swale', 'grassed swale', 'planted swale', 'vegetated roadside swale', 'grassy median' were indexed as standard swales. Dry swales can either refer to swales with a sandy soil, meaning that they are generally able to completely drain stormwater between two successive storm events (Winston et al., 2012b), or to facilities provided with an engineered media to promote better infiltration and filtration of pollution load (Revitt et al., 2017). Wet swales are facilities where wetland conditions dominate like ponded water or soil moisture near water saturation (*e.g.* swales built on soil with a high water table) and emergent vegetation (Winston et al., 2012a). Thereupon, swales described as wet or dry swales in the documents are indexed as such, as well as the sandy soil swale monitored by Hood et al. (2013), indexed as 'dry swale', given its good capacity of drainage. The remaining facilities were indexed as bioswales; this is the case for facilities called 'bioswale', 'biofiltration swale', 'bioretention swale', 'infiltration swale-trench' and 'stone-lined swale'. This latter type of swale brings together facilities that employ an engineered filter soil media below vegetal cover that may overlay an underdrain or be lined with an impervious material to prevent any groundwater contamination by controlling seepage flows (Toronto and Region Conservation Authority, 2008).

The geometry of swales (swale length, top or average width, bottom width, cross-section shape, centerline slope, side slopes and swale area) is schematically represented in Figure S1. Information about the geometrical characteristics of each swale of the database is available in Table S2. Furthermore, when possible, the soil material of each swale was indexed according to the United States Department of Agriculture (USDA) textural triangle (Erickson et al., 2013) (Table S2). The rocky materials (*e.g.* gravel and limestone) were also indexed as such (Table S2). Concerning the vegetal cover, swales were merely indexed as "bare soil", "grassed swale", "planted swale" or "vegetated swale" (*i.e.* grassed or planted swale) (Table S2). An extensive description of the vegetal cover, when available in the reviewed studies, was also included in Table S2. In addition, the service time was taken into consideration to assess whether it could affect the performances of swales. For this purpose, when possible, the ages of swales were estimated using the dates of their construction and the dates of the sampling periods (Table S2). An exception was made for swales studied by Leroy et al. (2016). Indeed, the soil used to build

these swales has been excavated from a 6-year-old swale already in service; therefore, their service times were set to 6 years. Finally, inlet and outlet mean concentrations, as well as ERs and design considerations are gathered together for each pollutant in Table S3 to Table S17 (see Supplementary Material).

2.3. **Data analysis**

The efficiency of swales to treat stormwater was evaluated through ERs. In order to evaluate the effective capacity of swale to remove a specific pollutant, data were examined through box and whisker plots to show the shape of the distribution, the central value, and its variability. The censored or range values were not reported in the graphical representations.

The quality of incoming runoff, the service time and possibly important design variables such as active discharge area, active discharge ratio, soil material, vegetal cover, length, centerline slope and side slope, have been selected to potentially highlight relevant effects on ERs. Because of the non-normal distribution of most parameters, nonparametric statistical approaches were used in this study, following the examples of Huber and Helmreich (2016) and (Winston et al., 2012a).

The correlations between pollutant ERs were conducted using the Spearman's ρ correlation. Each coefficient obtained from this analysis measures the strength and direction of a monotonic relationship between two paired data (Pavlineri et al., 2017). Hence, for correlated data, degree of correlation was analyzed through ρ interpretation as a small ρ value (≤ 0.39) means a weak correlation, a medium ρ value ($0.40 \leq \rho \leq 0.59$) means a medium correlation and a high ρ value (≥ 0.60) indicates a strong correlation (Huber and Helmreich, 2016). Similarly, potential relationships between ERs and selected factors, *i.e.* influent quality, geometrical parameters and service time, were investigated using the Spearman method. When the inflow concentration and a design parameter or the service time were both correlated to one pollutant ER, the potential relationship between these factors, *i.e.* whether they are dependent or independent, were subsequently examined using Spearman tests.

The comparisons of the distributions of two unmatched groups were done with the Mann-Whitney test (Mann and Whitney, 1947). This concerns in particular the distributions of ERs between swales fed by single inflow and swales receiving lateral runoff, as well as those between grassed swales and planted swales. When multiple unmatched groups had to be compared (*e.g.* three or more distinct soil materials), the Kruskal-Wallis test was used (Kruskal and Wallis, 1952). If significant differences were found between means of three or more groups, further explorations were completed using the Dunn's multiple comparison post hoc test for comparing all possible pairs of groups.

All statistical calculations were performed using the Graph Pad Prism 5.03 software (GraphPad Software, San Diego, CA, USA). A statistical test was considered as significant when the alpha p value is smaller than 0.05.

3. Results

3.1. Database elements and swale design parameters

Standard swales and bioswales each account for about half of the database (Table 1). The majority of swales were implemented on the field (97%) and supplied with natural storm events (93%). All swales from the database appear to be artificial, *i.e.* man-made. In terms of contributive area specifications, roadside swales are the most prevalent facilities in the database (64%), far before parking lot swales (27 %) and suburban/urban residential swales (9%). This partly explains why swales in the database are predominantly fed by direct diffuse runoff (61% of the database), since roadside swales or parking lot swales generally receive lateral inflow from the edge of pavement (Figure S1 c). Pollutant removal processes occurring in the soil of swales are less often considered in the studies, as the surface waters were mainly sampled (78%). Furthermore, the database shows variability concerning the nature of analyzed pollutants; classification of main pollutants according to the number of collected data is the following: TSS > total phosphorus (TP) > total zinc (Zn_t) > Total Nitrogen (TN), total copper (Cu_t) > total lead (Pb_t) > total cadmium (Cd_t). Although TSS is nearly ubiquitous in the database (documented for 98% of the swales), data available for dissolved nutrients (nitrate and nitrite (NO_x^--N) and nitrate (NO_3-N)) are scarcer (documented for 32% of the swales), as well as those for dissolved trace metals (*i.e.* metals contained in water filtered through 0.45 µm membrane filters), documented for 8 to 11% of the swales.

Tableau 2.1 (Table 1). Characteristics of the swale database

Parameter	Description (number of swales)
Total number of analyzed swales	59
Type of swales	Standard swales (24), Dry swales (6), Wet swales (5), Bioswales (24)
Country	Australia (1), Canada (1), China (2), Denmark (2), France (2), New Zealand (2), Spain (2), Sweden (1), Taiwan (1), UK (1), USA (44)
Facility-scale	Field (24), technical-field (33), technical (2)
Water supply	Storm events (55), simulated events (4)
Flow direction	Single inflow (21), Lateral inflow (36), Lateral and single inflow (1), n.a.[a] (1)
Sampling flow origin	Surface flow (46), subsurface flow (10), surface and subsurface flow mixture (3)
Catchment specifications	Road (38), parking lot (16), urban or suburban residential area (5)
Vegetal cover	Bare soil (1), grassed swale (44), planted swale (11), vegetated swale, i.e. grassed or planted facility (3)
Pollutant with available ER	TSS (58), TN (32), TKN (26), NO_x^--N (19), NO_3-N (19), TP (49), DP (27), Pb_t (31), Zn_t (37), Cu_t (32), Cd_t (20), Pb_d (10), Zn_d (11), Cu_d (11), Cd_d (5)

[a]n. a., not available

Some geometrical parameters of swale design, such as the structurally interrelated parameters length, swale area and discharge ratio, exhibit rather important dispersions, as demonstrated by the boxplot representation of the data (Figure 2) and the determination of basic descriptive statistical parameters (Table S2). In the case of the swale length for example, its distribution displays a median of 51.5 m but it ranged between 4 m and 1055 m (Figure 2), with a coefficient of variation of 152 % (Table S2). The discharge ratio ranges between 0.1 and 192%; its median (20%) is however at the upper

boundary or slightly higher than the intervals (*e.g.* 5-10% or 5-20%) suggested in technical manuals (Beenen and Boogaard, 2007; Credit Valley Conservation and the Toronto and Region Conservation Authority, 2010). Conversely, the coefficients of variation for the side slopes and the top and bottom widths (about 60-100 %), were smaller than for those for length and swale area (Table S2). This is likely due either to the narrow intervals which are suggested in the manuals to prevent erosion (for slopes) or to the visual definition of swales – a shallow ditch (for width). Regarding the shape of the cross-section, most of the swales are either triangular (16 swales) or trapezoidal (24 swales) (Table S2). This again may reflect the content of design handbooks where the trapezoidal shape is advocated for its traditional good hydraulic performance and longer operation life (Woods Ballard et al., 2015).

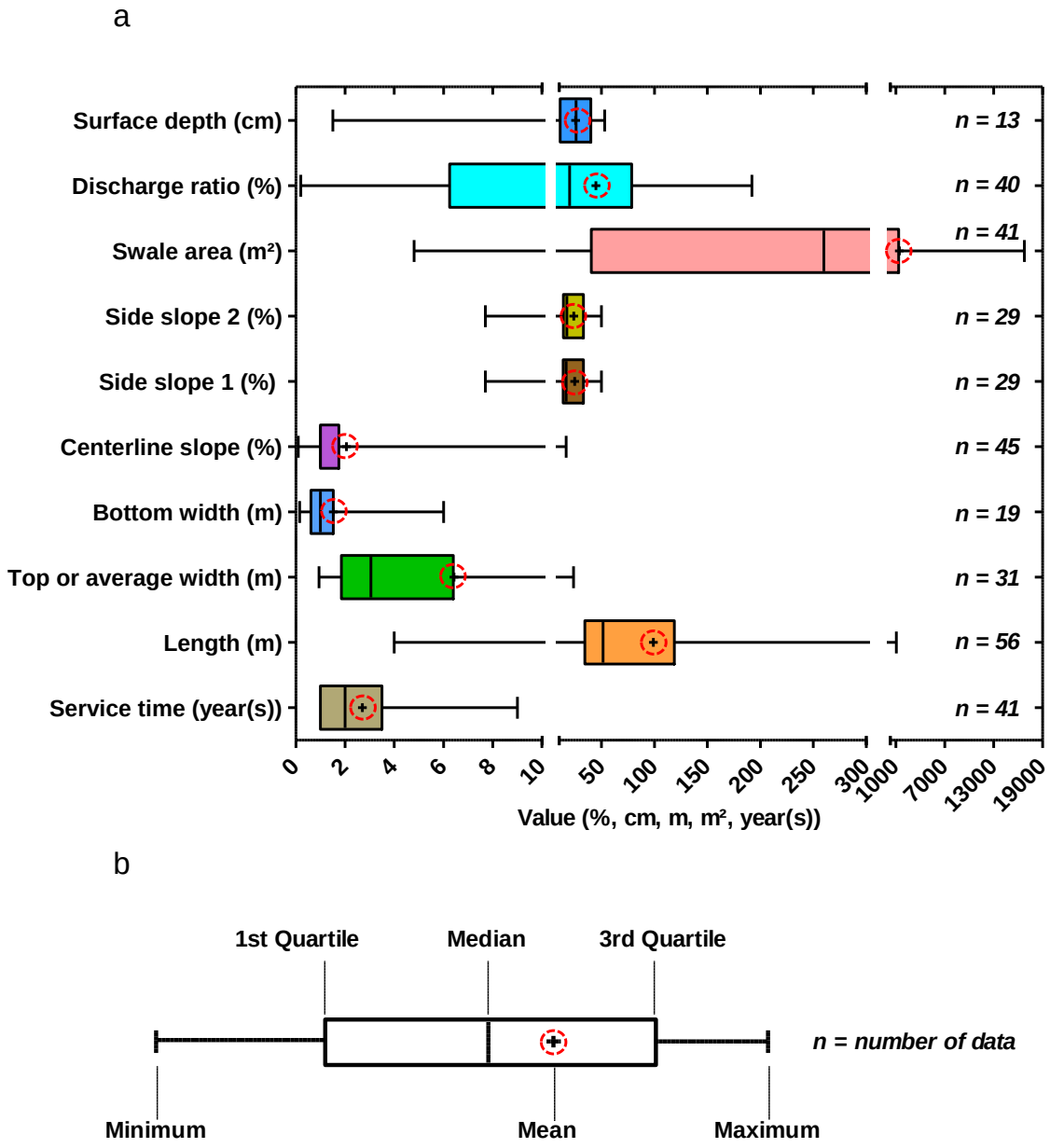


Figure 2.2 (Figure 2). Design characteristics of swales registered in the database. a Boxplots for the design factors characterizing swale database. b Legend for boxplots

Concerning the soils of the swales, only 37% of the facilities could be indexed according to their materials (Table S2). Sand was the most important soil separate. For example, 59% of the indexed swales were built with more than 45% of sand.

Regarding the service time, an age could be estimated for 69% of the swales. It is noteworthy that 75% of these facilities were less than 3.5-year-old and can be considered as quite young.

Most of the swales referenced in the database were covered by vegetation. Although grass was traditionally selected, mix of plants is increasingly incorporated into swales (planted swale) either to be adapted to the site conditions (*e.g.* hydric soils, deicing salts in stormwater) or to favor the sedimentation and improve the biodegradation of the contaminants (Leroy et al., 2017). As presented in Table 1 and Table S2, grassed swales prevail over planted swales and constitute at least 75% of the database. Among grassed swales, grass mixtures contribute to almost half of the vegetal covers (Table S2). Planted swales are quasi exclusively referred to wet swales or bioswales (Table S2).

3.2. **Pollutant removal in swales**

The proportions of positive ERs emphasized important variations (Figure 3). Thus, for TSS, total Kjeldahl nitrogen (TKN), nitrate, total trace metals (*i.e.* Pb_t, Zn_t, Cu_t and Cd_t) and dissolved trace metals (*i.e.* dissolved lead (Pb_d), dissolved zinc (Zn_d), dissolved copper (Cu_d), dissolved cadmium (Cd_d)), ERs are positive for over 60% of the involved swales. By contrast, 40 to 74% of the swales did not reduce NO_x^--N, TN, TP and dissolved phosphorus (DP).

The pollutants in particulate form (total trace metals and TKN) appear to be mainly retained in swales. In agreement with this conclusion, the ERs for TSS are found to be rather strongly positively correlated ($\rho \geq 0.60$) with those for TKN, Cu_t and Cd_t (Table 2). TSS ERs are also correlated to those for TP, TN, Pb_t and Zn_t, but to a lesser extent ($\rho < 0.60$). Conversely, the ERs for pollutants found in the dissolved phase (NO_x^--N, NO_3-N, DP and dissolved trace metals) are not correlated to TSS ERs (Table 2).

Additionally, the high ERs reported for the dissolved trace metals suggest that they could be well trapped by swales. When the number of data is sufficient to perform correlation tests, the ERs of a dissolved form and the corresponding total form are strongly correlated. It is the case for Cu and Zn (Table 2). Furthermore, the ERs for the trace metals are often found strongly positively correlated between them, regardless of their form in runoff (Table 2).

Regarding nutrients, significant Spearman correlations are found between ERs for the nitrogen species TN and TKN and ERs for TP (Table 2). As expected, the ERs for TN are strongly positively correlated to those for other N-related parameters such as TKN, NO_x^--N and NO_3-N ($\rho \geq 0.60$). They are also strongly correlated with the ERs of Pb_t, Zn_t and Cu_t (Table 2). The ERs for TP are correlated

to those for DP and Cu_t (Table 2). Other significant positive correlations are found between ERs of TKN and Zn_t, ERs of Cu_t and Cd_t, and ERs of NO_3-N and Zn_t (Table 2).

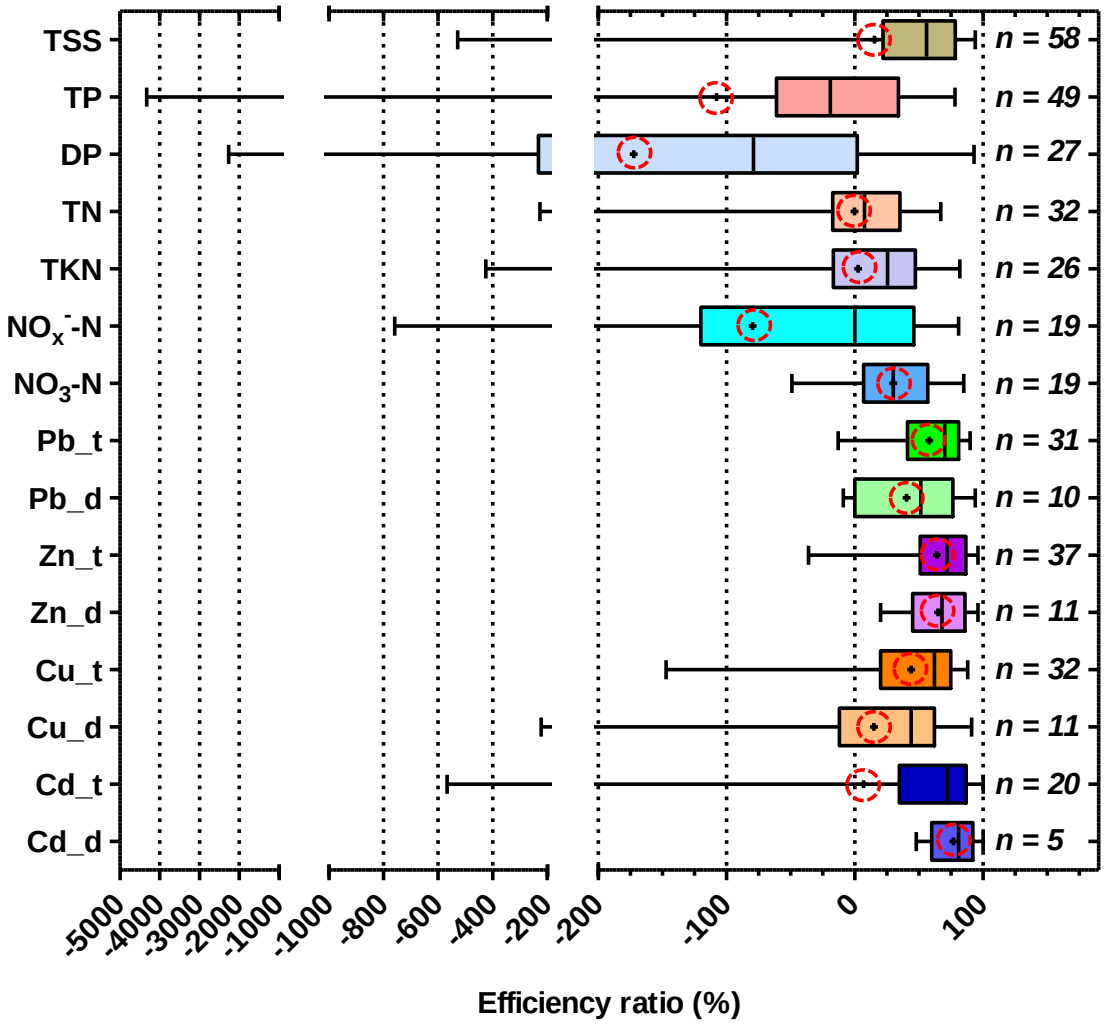


Figure 2.3 (Figure 3). Range of ER values for pollutants from the database. Boxplots were used to display data spread (see Figure 2b for the legend of a boxplot)

A schematic graphical representation of the significant correlations between the ERs clearly illustrates the fact that TSS, TN, TKN and the trace metals Zn and Cu exhibited the higher number of significant correlations with other pollutants (Figure 4).

Tableau 2.2 (Table 2). Analysis of correlations between swale ERs for various pollutants

ER[a]		TSS	TP	DP	TN	TKN	NO_x^--N	NO_3-N	Pb_t	Zn_t	Cu_t	Cd_t	Pb_d	Zn_d	Cu_d
TP	ρ	**0.40**													
	p(n)	***0.0054*****(48)**													
DP	ρ	0.15	**0.77**												
	p	*0.4547*	***<0.0001***												
	(n)	(26)	**(26)**												
TN	ρ	**0.43**	**0.40**	-0.13											
	p	***0.0161****	***0.0257****	*0.6155*											
	(n)	**(31)**	**(31)**	(17)											
TKN	ρ	**0.66**	**0.45**	0.12	**0.80**										
	p	***0.0002****	***0.0206****	*0.7074*	***0.0003****										
	(n)	**(26)**	**(26)**	(13)	**(15)**										
NO_x^--N	ρ	-0.20	-0.17	-0.33	**0.77**	0.07									
	p	*0.4206*	*0.4912*	*0.2706*(13)	***0.0007****	*0.8346*									
	(n)	(18)	(18)		**(15)**	(12)									
NO_3-N	ρ	0.27	0.02	-0.01	**0.62**	-0.24									
	p(n)	*0.2645*(19)	*0.9233*(19)	*0.9910*(12)	***0.0478*****(11)**	*0.4434*(12)									
Pb_t	ρ	**0.36**	0.15	0.38	**0.81**	0.42	ND[b]	0.47							
	p	***0.0484****	*0.4618*	*0.1521*	***0.0008****	*0.1187*		*0.0509*							
	(n)	**(31)**	(25)	(16)	**(13)**	(15)		(18)							
Zn_t	ρ	**0.58**	0.31	0.15	**0.85**	**0.54**	ND[b]	**0.66**	**0.67**						
	p	***0.0002****	*0.0944*	*0.5435*	***<0.0001****	***0.0238****		***0.0028****	***<0.0001****						
	(n)	**(37)**	(31)	(18)	**(16)**	**(17)**		**(18)**	**(31)**						
Cu_t	ρ	**0.70**	**0.39**	0.27	**0.64**	**0.88**	ND[b]	0.45	**0.75**	**0.79**					
	p	***<0.0001****	***0.0487****	*0.2902*	***0.0076****	***<0.0001****		*0.0812*	***<0.0001****	***<0.0001****					
	(n)	**(32)**	**(26)**	(17)	**(16)**	**(15)**		(16)	**(29)**	**(32)**					
Cd_t	ρ	**0.74**	0.15	0.20	ND[b]	**0.74**	ND[b]	-0.35	**0.64**	**0.63**	**0.74**				
	p	***0.0002****	*0.5567*	*0.5837*		***0.0023****		*0.3129*	***0.0033****	***0.0028****	***0.0002****				
	(n)	**(20)**	(17)	(10)		**(14)**		(10)	**(19)**	**(20)**	**(20)**				
Pb_d	ρ	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]			
Zn_d	ρ	0.35	0.01	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	**0.82**	**0.78**	ND[b]	0.50		
	p	*0.3129*	*0.9730*							***0.0058****	***0.0105****		*0.1440*		
	(n)	(10)	(10)							**(10)**	**(10)**		(10)		
Cu_d	ρ	0.62	-0.07	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	ND[b]	**0.92**	**0.98**	ND[b]	**0.88**	**0.66**	
	p	*0.0603*	*0.8382*							***0.0005****	***<0.0001****		***0.0016****	***0.0306****	
	(n)	(10)	(10)							**(10)**	**(10)**		**(10)**	**(11)**	

[a]Correlations between pollutant ERs were analyzed using the non-parametric Spearman rank method. The Spearman's rank correlation coefficient ρ, as well as the p value and the number of swales analyzed are indicated in bold when the correlation is significant ($p<0.05$); these data are additionally underlined when the correlation is considered to be rather strong ($\rho \geq 0.60$). [b]ND, not done ($n<10$). $^{*}p < 0.05$; $^{**}p < 0.01$; $^{***}p < 0.001$ ($p < 0.01$ and $p < 0.001$ mean higher level of significance than $p < 0.05$)

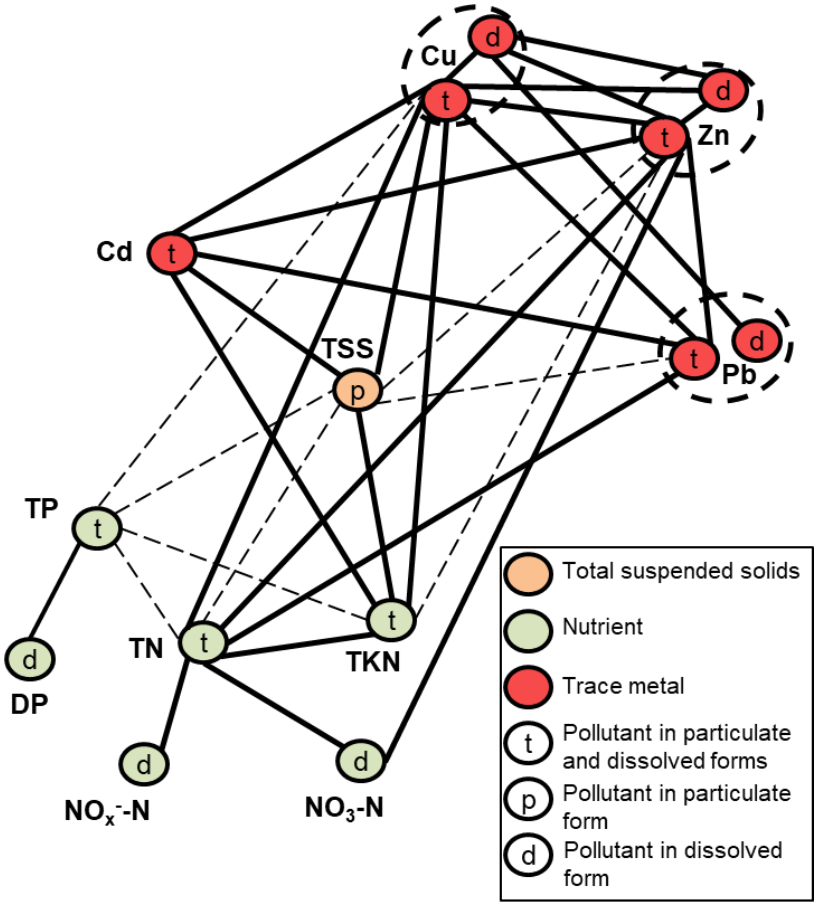


Figure 2.4 (Figure 4). Graphical representation of correlations between pollutant ERs; strong correlations (ρ>0.60) are represented by thick lines and weaker correlations (ρ<0.60) by dashed lines. Pollutants were grouped by type (i.e. suspended solids, nutrient and trace metal) and speciation was indicated for each substance (i.e. total (t), particulate (p) and dissolved (d))

3.3. **Factors involved in swale efficiency**

The implication of various factors, *i.e.* inflow pollutant concentrations and various swale design characteristics, in swale efficiency was firstly studied through a correlation analysis. All pollutant ERs, except ERs for NO_3-N, Pb_t, Cd_t and Zn_d, are significantly and positively correlated to their related inflow concentrations (Table 3). Swale length is correlated with ERs for TP, TN, NO_x^--N, Zn_t and Cu_t. Additionally, centerline slope is correlated with ERs for NO_x^--N and Pb_t, and side slope with ER for TN (Table 3). While the active discharge area is positively correlated with ERs for TSS, TN and TKN, pollutant ERs and the active discharge ratio have no significant relationship (Table 3). Furthermore, the service time is not significantly correlated with any pollutant ERs, except for TKN (Table 3).

To determine whether a correlation involving a design parameter could be biased by a similar distribution pattern between this parameter and the site mean concentration at swale inlet, additional Spearman correlations were performed (Table 4).

Tableau 2.3 (Table 3). Analysis of correlations between ERs for various pollutants and swale parameters

Pollutant[a]		Swale Parameter						
		Inflow Concentration	Length	Centerline slope	Side slope	Active discharge area	Active discharge ratio	Service time
TSS	ρ	**0.57**	0.18	0.25	0.17	**0.37**	-0.28	0.04
	p	***0.003*** **	*0.1799*	*0.1037*	*0.3686*	***0.0068*** **	*0.1071*	*0.8185*
	(n)	**(57)**	(55)	(45)	(29)	**(53)**	(35)	(40)
TP	ρ	**0.46**	**0.38**	0.10	-0.11	0.27	0.10	-0.13
	p	***0.001*** **	***0.0078*** **	*0.5255*	*0.6081*	*0.0758*	*0.6051*	*0.4733*
	(n)	**(49)**	**(47)**	(39)	(24)	(43)	(30)	(33)
DP	ρ	**0.46**	0.20	0.39	-0.07	0.00	0.42	-0.34
	p	***0.0152*** *	*0.3384*	*0.0651*	*0.8232*	*0.9947*	*0.1400*	*0.1076*
	(n)	**(27)**	(25)	(23)	(13)	(26)	(14)	(24)
TN	ρ	**0.54**	**0.62**	-0.25	**0.51**	**0.49**	0.08	-0.14
	p	***0.0017*** **	***0.0003*** ***	*0.2143*	***0.0418*** *	***0.0069*** **	*0.7041*	*0.5415*
	(n)	**(31)**	**(30)**	(26)	**(16)**	**(29)**	(23)	(21)
TKN	ρ	**0.69**	0.28	0.32	0.41	**0.39**	0.05	**-0.62**
	p	***<0.0001*** ***	*0.1721*	*0.1395*	*0.0621*	***0.0467*** *	*0.8272*	***0.0075*** **
	(n)	**(26)**	(26)	(23)	(21)	**(26)**	(19)	**(17)**
NO_x-N	ρ	**0.52**	**0.51**	**-0.56**	0.32	0.22	0.17	0.12
	p	***0.0231*** *	***0.0248*** *	***0.0184*** *	*0.2607*	*0.3875*	*0.5071*	*0.7132*
	(n)	**(19)**	**(19)**	**(17)**	(14)	(18)	(18)	(12)
NO_3-N	ρ	0.17	0.43	-0.10	0.17	0.20	ND[b]	0.20
	p	*0.4796*	*0.0667*	*0.6819*	*0.6321*	*0.4100*		*0.4555*
	(n)	(19)	(19)	(18)	(10)	(19)		(16)
Pb_t	ρ	0.26	0.08	**0.47**	0.26	-0.04	0.23	-0.13
	p	*0.166*	*0.6853*	***0.0195*** *	*0.3684*	*0.8338*	*0.4188*	*0.5065*
	(n)	(31)	(28)	**(24)**	(14)	*(30)*	*(15)*	(27)
Zn_t	ρ	**0.67**	**0.49**	-0.05	0.24	0.30	0.18	-0.07
	p	***<0.0001*** ***	***0.035*** *	*0.8085*	*0.3489*	*0.0797*	*0.4292*	*0.7080*
	(n)	**(37)**	**(34)**	(28)	(17)	(36)	(21)	(32)
Cu_t	ρ	**0.52**	**0.56**	0.07	0.49	0.31	0.45	-0.03
	p	***0.0022*** **	***0.0017*** **	*0.7465*	*0.0738*	*0.0902*	*0.0695*	*0.8912*
	(n)	**(32)**	**(29)**	(25)	(14)	(31)	(17)	(29)
Cd_t	ρ	0.22	0.30	0.43	ND[b]	0.36	-0.06	-0.18
	p	*0.3924*	*0.2469*	*0.1401*		*0.1357*	*0.8439*	*0.4680*
	(n)	(17)	(17)	(13)		(19)	(13)	(19)
Pb_d	ρ	**0.82**						
	p	***0.0058*** **						
	(n)	**(10)**						
Zn_d	ρ	0.50						
	p	*0.1440*						
	(n)	(10)						
Cu_d	ρ	**0.82**						
	p	***0.0047****						
	(n)	**(10)**						

[a]Correlations between pollutant ERs were analyzed using the non-parametric Spearman rank method. The Spearman's rank correlation coefficient ρ, as well as the p value and the number of swales analyzed are indicated in bold when the correlation is significant ($p<0.05$); these data are additionally underlined when the correlation is considered to be rather strong ($\rho\geq0.60$ or $\rho\leq-0.60$). [b]ND, not done ($n<10$). $^{*}p < 0.05$; $^{**}p < 0.01$; $^{***}p < 0.001$

Results indicated that inflow concentrations of TN and NO_x^--N, unlike those of TP, Zn_t and Cu_t, were correlated to swale length; it was also the case for inflow concentration of TN and the side slope. Consequently, the swale length constitutes a statistically robust inflow-independent parameter implicated in pollutant removal for TP, Zn_t and Cu_t, but not for TN and NO_x^--N. This is also the case for the active discharge area for TSS, TN and TKN because of the lack of significant correlations between this factor and inflow concentrations of these pollutants. Owing to the lack of correlation between the service time and the inflow concentrations of TKN, the service time can be considered as an inflow-independent parameter for TKN removal. Conversely, the side slope cannot be considered as an inflow-independent parameter for the removal of TN (Table 4).

Tableau 2.4 (Table 4). Analysis of correlations between inflow concentrations and various swale parameters[a]

Pollutant	Tested correlation	Results
TSS	Inflow concentration vs. Active discharge area	ρ = -0.02 *p = 0.8771* n = 52
TP	Inflow concentration vs. Swale length	ρ = 0.07 *p = 0.6345* n = 47
TN	**Inflow concentration vs. Swale length**	**ρ = 0.45** ***p = 0.015*** **n = 29**
	Inflow concentration vs. Swale side slope	**ρ = 0.59** ***p = 0.0165*** **n = 29**
	Inflow concentration vs. Active discharge area	ρ = 0.36 *p = 0.0604* n = 28
TKN	Inflow concentration vs. Active discharge area	ρ = 0.12 *p = 0.5516* n = 26
	Inflow concentration vs. Service time	ρ = -0.38 *p = 0.1331* n = 17
NO_x^--N	**Inflow concentration vs. Swale length**	**ρ = 0.46** ***p = 0.0465*** **n = 19**
	Inflow concentration vs. Swale centerline slope	ρ = 0.433 *p = 0.0820* n = 17
Zn_t	Inflow concentration vs. Swale length	ρ = 0.33 *p = 0.0599* n = 34
Cu_t	Inflow concentration vs. Swale length	ρ = 0.22 *p = 0.2476* n = 29

[a]Parameters analyzed correspond to inflow concentrations and swale design parameters or service time previously found correlated to ER for the same pollutant (See Table 3). Correlations were analyzed using the non-parametric Spearman rank

method. The Spearman's rank correlation coefficient ρ, as well as the p value and the number of swales analyzed are indicated in bold when the correlation is significant ($p < 0.05$)

Among swales, the differences of ER due to the direction of inflow or the swale soil materials were investigated through statistical comparisons between unmatched groups. Only ERs for Pb_t were found to statistically differ between swales fed by single inflow and those fed by lateral inflow (Table S18). Influent concentrations of Pb_t were by contrast not statistically different between the two types of swale feeding. No significant differences of ER were next observed among groups of soil materials through Kruskal-Wallis test analysis, except for TKN (Table S19). The Dunn's post hoc test however failed to highlight significant differences for TKN ERs between the different groups of soil materials (Table S19). Furthermore, ERs between grassed and planted swales were not statistically different, except for DP (Table S20); the distributions of DP inflows were however found statistically different between grassed and planted swales, suggesting that the type of vegetal cover is not an inflow-independent factor influencing DP ERs.

4. Discussion

The original database designed for this study provides representative information on the variability of swale performances through a data compilation from geographically and climatically diverse sources. Although three quarters of the swales were from the USA, our database is more extensive than the International Stormwater BMP Database (ISBD, Clary et al. (2017)) which quasi exclusively contains swale case studies from the USA. Furthermore, our database compiles very diverse information in terms of swale design, installation or maintenance, as well as sites exposed to contrasted levels of runoff pollution and hydrological conditions. All these aspects have enabled us not only to assess swale efficiency in removing pollutants but also to investigate the factors influencing this efficiency.

4.1. Processes driving the removal of pollutants in swales

The greatest swale efficiencies were mainly observed for the pollutants which tend to attach to the solid particles, *i.e.* TSS, total trace metals and nutrients including a particular form. These results are in accordance with previous findings from the ISBD; for example, Barrett (2008) has reported median concentration attenuations of 60%, 60% and 62% for TSS (56% in our database), Zn_t (72% in our database) and Cu_t (62% in our database), respectively. In addition, median ERs of total trace metals fluctuate between 60% and 75% in our database, and thus are close to the recurring removal threshold of 75% mentioned by Leroy et al. (2016). Concerning the effluent quality at surface outlet, TSS, TP, TN, TKN and total trace metals are effectively removed by swales via physical mechanisms such as sedimentation and trapping by vegetation (Boger et al., 2018; Stagge et al., 2012), which are likely to be the main treatment processes occurring as water flows within the facility (Bäckström, 2002; Deletic,

1999; Deletic and Fletcher, 2006). Additionally, positive correlations observed between ERs of total trace metals and TSS can be explained through their physical speciation in runoff, that means pollutants fully or partially attached to particles (Djukić et al., 2016). Subsequently, this may emphasize the importance of efficient removal of suspended solids, through settling or filtration, in mitigating total trace metal concentrations in swales (Stagge et al., 2012).

The removal hierarchy of particulate pollutants needs to be examined through their occurrence and partitioning in urban runoff. Concerning the removal of total trace metals in the present study, the grading established from the median ERs and interquartile ranges (IQR) follows the order: Zn_t > Pb_t – Cd_t > Cu_t. This ordering is slightly distinct from other swale studies where Cu_t may be ranked either ahead of Zn_t (Leroy et al., 2016) or Pb_t and Cd_t (Revitt et al., 2017; Stagge et al., 2012). According to previous studies, Pb should be mostly in the particulate phase (Ingvertsen et al., 2011; Kayhanian, 2012; Legret and Pagotto, 1999) whereas the trend for Cd is to be free or associated with dissolved solids in stormwater (Makepeace et al., 1995), as well as for Zn and Cu, which may have the highest dissolved concentrations in urban runoff (Gromaire-Mertz et al., 1999; Huber et al., 2016; Mosley and Peake, 2001). Additionally, Cu is known to be mostly attached to organic particles and colloids smaller than 0.45 µm (Bäckström et al., 2006; Béchet et al., 2009). Since swales preferentially remove the particles larger than about 20 µm (Bäckström et al., 2006; Deletic and Fletcher, 2006; Lucke et al., 2014; Nara and Pitt, 2006), this may explain why Cu_t concentration is attenuated in swales to a lesser degree than those of other metals. Zn_t is generally found in higher concentration in water runoff compared to other trace metals; this could partially explain the greater treatment efficiency found for Zn_t (Huber et al., 2016; Kayhanian et al., 2012; Stagge et al., 2012). At first sight, the degrees of correlations between ERs of total trace metals and TSS are a bit surprising because they deviate from the aforementioned traditional observations. TSS is weakly correlated with Pb_t, whereas Cu_t and Cd_t are strongly associated with suspended solids. These dissimilarities might be partly explained by the variability of particle size distributions (PSD) of water samples that likely populate the database used in this study (Ingvertsen et al., 2011; Kayhanian et al., 2012). Considering the fine particle fraction often carries the largest load of particle-associated pollutant (Lau and Stenstrom, 2005; Sansalone and Buchberger, 1997), a predominance of small particles (*e.g.* < 63 µm) in stormwater inflow likely makes their removal by sedimentation difficult. To explain the aforementioned fluctuations of ERs, the resuspension processes of fine sediment after multiple rainfall-runoff events should be also carefully considered (Allen et al., 2017).

Our database indicates that trace metals in dissolved form could be efficiently removed by swales. Considering only the substances for which at least ten ERs are available in the database, the grading established from the median ERs and IQRs follows a similar order of removal rates as total trace metals: Zn_d > Pb_d > Cu_d. This ordering can be explained by the predominant speciation of these compounds in stormwater. To predict some metal species distributions in water runoff, (LeFevre et al., 2014) used

numerical computations; the results showed that Zn may be predominantly expected under the form of ions, whereas Pb and Cu could be more present as metal-organic or metal-inorganic complexes in water runoff. Similar assumptions were also reported by Yousef et al. (1987) to try to explain the removal efficiency higher for Zn_d than for Cu_d. In swales, metal species under the form of ions could be highly removed by adsorption processes (*i.e.* sorption to the swale media, adsorption on the grass and uptake by plant roots). Conversely, the metal-organic and metal-inorganic complexes potentially carry a diffuse charge or zero charge making them less amenable to treatment by adsorption (Yousef et al., 1987). These elements may be proposed to explain the ERs higher for Zn_d than for Cu_d (Yousef et al., 1987). The few results available for Cd_d suggest that swales could remove it very well. Since Cd_d may be predominantly expected under the form of ions in water runoff (LeFevre et al., 2014), the aforementioned pattern underlines again that the speciation of dissolved metals likely has a substantial role in their removal by swales. It is noteworthy that all these expectations require further investigations, in particular concerning the treatment of infiltrating water which has only been sparsely investigated in the studies included in our database. A change in the physicochemical characteristics of the solute (*e.g.* pH, redox state and electrical conductivity) may also lead to poor sorption capacities of swale soil and to metal leaching (Ingvertsen et al., 2012a; Tedoldi et al., 2016); these potential effects on the dissolved metals ERs should be therefore carefully examined.

The removal of nutrients in swales requires also to be discussed through their speciation. Regarding phosphorus, Morquecho et al. (2005) found that TP could be highly removed from stormwater through retaining particles taller than 20 µm; therefore, its attenuation in swales may mainly be driven by sedimentation (Boger et al., 2018). This hypothesis tends to be confirmed by two results of our database: (i) the significant correlation between ERs of TP and TSS and (ii) the wide extent of TP ERs. Large fluctuations of TP removal has been reported in other studies (Jiang et al., 2017; Mazer et al., 2001; Yu et al., 2013). They could be partly explained by the trend for phosphorus to be adsorbed to very fine particles (<50 µm) (Stagge et al., 2012), which could hardly settle when they are smaller than 20 µm; efficiency of sedimentation is consequently reduced in this case. Meanwhile, TP contains a dissolved form (dissolved phosphorus) which remains more challenging to remove according to the quasi-exclusive negative DP ER values stored in the database. DP attenuation could be attributable to geochemical processes occurring after infiltration, such as sorption to aluminium (Al) and iron (Fe) oxides, and precipitation (Li and Davis, 2016). Nonetheless, the aforementioned poor performances suggest that swales could easily enrich stormwater with soluble phosphorus. For surface runoff, this export of phosphorus may result from the resuspension or scouring of organic matter; for percolated water, leaching of organic matter is generally incriminated (LeFevre et al., 2014; Li and Davis, 2016). Such increases in discharge of DP should be a matter of concern for the preservation of aquatic ecosystems because it is more bioavailable than TP (Cederkvist et al., 2016).

Similar to phosphorus, the distinctive results for nitrogen species suggest that their treatment patterns depend on the nature of each component. The strong correlations between the ERs of TKN and TSS may be the consequence of the settling of TKN, caused by its particulate organic component (Boger et al., 2018; Stagge et al., 2012). By contrast, the slightly lower removal of TN coupled with a medium correlation with TSS ER may be explained by its predominant dissolved form in runoff (Taylor et al., 2005), which would involve a weaker removal by sedimentation than for TKN (Stagge et al., 2012). Although the ER distributions of oxidized nitrogen compounds (nitrate and nitrite) display frequent positive values, the absence of correlations with TSS ER suggests that sedimentation should not be a particular contributor to their removal. The performances reported in this study could thus be expected to depend on infiltration, plant uptake and denitrification (Stagge et al., 2012; Winston et al., 2012a). Additionally, the variability of NO_x^--N ER validates the consensus regarding the complexity to predict nitrogen species removal in swales (Revitt et al., 2017). When soluble and organic nitrogen enrichment of stormwater occurs within the facility, this suggests that there is a supplementary source of nitrogen that is readily mobilized and mixed with runoff. The runoff enrichment in nitrogen could be due to the degradation of organic elements or discharge of high quantities of grass deposited on swale bed after frequent maintenance periods (Yousef et al., 1985; Yu et al., 2001).

4.2. **Factors governing efficiency ratios**

For investigating factors potentially modulating ERs in the present study, the preference was given to variables already be highlighted in previous studies. As reported by others (Barrett, 2005; Leroy et al., 2017; Stagge et al., 2012; Winston et al., 2012a; Yu et al., 2001), the swale performances for pollutant removal can be affected by some design parameters and the water quality at the facility inlet. In this study, the potential influential variables on swale efficiency were classified into two categories: (i) the factors related to the drainage area such as the active discharge area, the active discharge ratio and the mean concentration at the swale inlet, and (ii) the major factors related to the swale itself, such as the swale length, the centerline slope, the side slope, the type of soil and the service time. In addition, as flow path of incoming water (*i.e.* single or lateral inflow) could drive the spatial distribution of pollutants in the swale bed (Evans et al., 2019; Tedoldi et al., 2017), we have investigated its potential effect on swale efficiency.

Our analyses point out that pollutant inflow concentration is the main factor correlated with the ER. Swales receiving stormwater rich in TSS, TP, DP, TN, TKN, NO_x^--N, Zn_t, Cu_t, Pb_d and Cu_d tend to have high ERs. This suggests that their removal mechanisms are more efficient when the pollutant concentrations in water runoff are high. Such data also support the idea that low inflow pollutant concentrations may result in low ER. This hypothesis is fully supported by the fact that negative ERs were often observed in low influent concentration conditions. For instance, negative ERs can be observed when the influent TSS concentration is in the range of 0-50 mg/L (Andrés-Valeri et al., 2014;

Bäckström et al., 2006; Purvis et al., 2018). This enrichment of particles may be explained by the scouring of sediments during water flow in swales (Lucke et al., 2014).

With respect to the swale design factors, length was identified as a strong inflow-independent parameter positively correlated to the ER for TP, Zn_t and Cu_t. These contaminants are partly in particulate form in runoff; therefore, increasing length probably results in an increase of the flow residence time and facilitates the settling of particles. By the way, swale length has repeatedly been considered as an influential factor on the trapping of particles (Bäckström, 2002; Winston et al., 2017; Yu et al., 2001). However, sediment reduction as a function of length seems to reach an asymptote in sloped grassed areas (Deletic, 1999), and most of our results show that installation of long swales (*e.g.* length > 15 - 30 m) is not necessary to efficiently remove particles (Lucke et al., 2014).

Some previous studies showed that increasing centerline slope could slightly attenuate TSS reduction in swales (Winston et al., 2017; Yu et al., 2001). Although it was difficult to ascertain this trend because of the small range of centerline slopes in our database (75% of the centerline slopes are below 2%), the ERs of a trace metal predominantly bound to particles, Pb_t, are positively correlated to the centerline slope. This may contradict the fact that lower slopes lead to lower flow velocities, which benefits to the sedimentation. By contrast, the negative correlation found between the ERs of dissolved nitrogen (NOx^--N) and the centerline slope validates the consensus that low flow velocities provide a better dissolved nitrogen removal (Yousef et al., 1987).

The active discharge area was positively correlated with the ERs of TSS, TN and TKN. For a given storm event, an increase of the active drainage area will produce more water at swale inlet. However, the active discharge ratio (defined by the surface of the swale surface over the active discharge area) seems to be a better predictor of the stormwater management capacities of swales because it links the sources of runoff with the surface of treatment. Our database however shows that this ratio has no significant effect on water treatment efficiency.

Concerning the vegetal cover, a comparison between the ERs of grassed swales and those of planted swales does not provide any significant inflow-independent difference. Therefore, our results do not support that a planted swale, with its potential deeper root network limiting the in-depth transfer of particles in soil (Leroy et al., 2016), could provide higher removal of pollutants. This conclusion may however be challenged by the relative low number of planted swales in the database.

Concerning the soil materials, results from the database do not display any difference related to the pollutant removal efficiency. This conclusion may however be challenged by (i) the relative low number of soil material data in the database and (ii) the fact that surface runoff was generally collected at swale outlet. In the same way, the ER for pollutants might be independent from the direction of inflow. Nonetheless, no test has been carried out on the same swale to ascertain this trend.

Swale efficiency can be expected to decline over time, due to the accumulation of pollutants in swale-systems by settling and filtering processes (Leroy et al., 2016). Nonetheless, our data indicate that no discernible pattern emerges with respect to the service time, except for the removal of TKN. Since most of the swales in the database are young (*i.e.* 75% of the swales < 3 years), further experimental investigations and modeling of swale-systems could however be required to more definitively assess their long-term performances.

4.3. **Limitations of the study**

The present study suffers from various limitations arising from (i) the heterogeneity of monitoring methods used in each study to sample events and analyze pollutant concentrations, and (ii) the adopted methodology to analyze the database. Concerning the first point, studies of the database exhibited various types of sampling method, which may affect the representativeness of resultant concentrations in terms of pollutant discharges by storm events. On this aspect, flow-weighted or time-weighted sampling might give access to EMC whereas manual (grab) sampling produces several subsamples which can be subsequently mixed to estimate an average concentration of pollutant discharge. Since most of the database studies used the first type of sampling, concentrations used to calculate the ERs might be regarded as representative of entire storm event discharges. Further differences may be attributable to sample preparation and sample analysis (Huber et al., 2016). For example, determining the concentration of a pollutant could be highly dependent on detection limits, notably for stormwater contaminants found in trace concentrations (*e.g.* trace metals). In this study, very low concentrations of Cd in inflow and outflow (0.1 µg/L – 3 µg/L) may suggest that a considerable uncertainty could affect Cd ERs. Furthermore, the adopted methodology to analyze raw data from literature represents a significant part of overall uncertainty. The number of sampling events as well as the duration of the monitoring period (*e.g.* a case study can cover a part of a year or a single year or several years) differ between the studies, but the same weight was given to each ER. Since level of contamination as well as hydrological conditions could be highly variable for incoming runoff in swales, an ER calculated from a large number of sampling events would generally be more representative in the potential assessment of a site to treat stormwater (Fassman, 2012). Previous studies suggested that reliable TSS, TN and Zn site mean concentrations could be achieved through monitoring for 15 to 20 runoff events (Drapper et al., 2000; Thomson et al., 1997), knowing that this minimum threshold could be dependent on the nature of pollutant (McCarthy et al., 2018). In the database, several studies monitored a limited number of storm events (*i.e.* <15); their site ERs may be therefore considered as less relevant than those of sites with large number of sampling events (*i.e.* ≥15). Additionally, the selection process of studies to feed the database did not consider hydrological conditions, *i.e.* inflow flow-rates, initial soil moistures and durations of events, which could directly impinge on ER. While these data were not systematically available in the studies, such information could be useful to explain high ERs for particulate pollutants

in cases where most of the sampling events for a site had low flow rates, which are likely to favor sedimentation.

In addition, this study dealt with pollutant removal in swales only from the perspective of ER. Nonetheless, using this ER-based approach may mislead the evaluation of swale effectiveness because of its strong reliance on additional inputs, *e.g.* inflow concentrations and influent flow-rate. This is why percent removals, notwithstanding their historic prevalence, are increasingly being criticized as stand-alone parameters (Barrett, 2005; Wright Water Engineers and Geosyntec Consultants, 2007). There is also a current need to investigate the management practice of SUDS in terms of quality assessment to remove pollutant (facility efficiency) without relating to achievements in terms of project goals or effectiveness (Fassman, 2012; Scholes et al., 2008). For this reason, other analytic metric tools have been developed such as the probability plots (Fassman, 2012; Stagge et al., 2012), which do not rely on an arbitrary starting value. For evaluating effluent stormwater quality variability in the sight of water quality standards, probability plots focus on whether the discharges are likely to adversely affects the receiving ecosystems (Fassman, 2012). A complementary method to investigate SUDs efficiency is to examine EMC distributions. This leads to explore whether the distribution of effluent concentration differs statistically significantly from the distribution of influent concentration (Geosyntec Consultants and Wright Water Engineers, 2011). Specific data from theses distributions (*e.g.* mean, median, IQR) could be also selected as a basis for a comparison procedure against regulatory environmental quality standard (EQS). This may help to assess the environmental risks due to stormwater discharges (Ellis et al., 2012). Nonetheless, applying one of these recent methods requires treating raw data, which were not always available in the studies included in our database.

5. **Conclusion**

In the present study, the efficiency of swales to remove TSS, nutrients and trace metals was investigated by establishing an original database, including ERs, design and inflow concentration data. Concentrations of pollutants with a particulate form can be highly attenuated in swales, *e.g.* median reduction exceeds 50% for TSS, Pb_t, Zn_t, Cu_t and Cd_t. In terms of removal processes, the strong statistical relationships between ERs of TSS and other contaminants that may be under particulate form support the idea that sedimentation and filtration are key processes explaining their sequestration in swales. The concentration reduction of dissolved contaminants is pollutant-dependent. The concentrations of dissolved trace metals can be efficiently reduced in swales (median reduction $\geq$ 44%), likely through adsorption processes, but the removal of dissolved nutrients, such as NO_x^--N and DP, displays very high fluctuations (IQR > 160%), which may constitute a challenge for further improvement related to swale design. Moreover, instability of pollutant ER may partly be explained by variations of the site mean concentration, emerging as the most striking influential factor towards ER. By contrast, various geometrical design factors, such as the length, centerline slope, side slope and

discharge ratio, were not correlated to the ERs for most of pollutants. Practitioners should however consider all design options that enhance the hydraulic residence time in swales, since it could improve the removal of dissolved nutrients and some particulate pollutants. In addition, the absence of significant differences of ERs among soil materials is likely due to the limited information collected in the database. In the same way, drawing conclusions related to the long-term efficiency of swales is tricky because of the young ages of the swales indexed in the database. Future works are required to gain insight on the swale capacities to remove pollutants present in infiltrating water and to assess the long-term performances of swales. In addition, further studies could investigate the capacities of swales to remove micropollutants, such as PAHs and pesticides, which are a matter of growing environmental health concern.

Fin de l'article

6. Supplementary material

Le matériel supplémentaire se trouve dans les Annexes (voir p. 249-291).

7. Conclusion du chapitre 2

Ce chapitre a permis de faire le point sur les performances épuratoires des noues et d'identifier les facteurs, liés à la conception de la noue et à la qualité des eaux les alimentant, qui sont susceptibles d'affecter ces performances. Pour cela, les caractéristiques (géométrie, matériaux, zone contributive, sens d'alimentation, etc.) et les performances épuratoires de 103 noues ont été extraites de la littérature. Les résultats de performances épuratoires de notre base de données ne concernent que les polluants les plus analysés dans les études sur les noues ; ce sont (i) les MES, en tant qu'indicateur global de la qualité des eaux de ruissellement, (ii) les nutriments, en raison des risques d'eutrophisation pour les écosystèmes aquatiques (Li and Davis, 2016, 2014) et (iii) les ETMs en tant que micropolluants à la fois potentiellement présents dans les eaux de ruissellement à des niveaux de concentration toxiques pour l'environnement et dont les sources d'émission, principalement liées au trafic automobile, sont ubiquitaires et ont été fortement caractérisées dans les zones urbaines (Gavrić et al., 2019b). L'ensemble des données a ensuite été filtré pour conserver uniquement dans la base de données finale les études présentant les performances épuratoires de noues sur au moins 3 évènements pluvieux, permettant d'estimer un abattement moyen par polluant sur chaque ouvrage retenu. La majorité des 59 noues de la base de données finale (plus de 90%) sont des noues de terrain, alimentées par des pluies naturelles. Une analyse statistique a été effectuée sur la base de données ainsi constituée.

Les résultats ont montré que les noues sont capables d'abattre efficacement (abattements médians > 50%) les concentrations des polluants présents intégralement – les MES – ou partiellement – le plomb,

le zinc et le cuivre – sous forme particulaire dans les eaux de ruissellement. Les corrélations fortes entre les abattements moyens des polluants incluant une forme particulaire et ceux des MES suggèrent des mécanismes de rétention communs entre ces polluants : les principaux processus d'abattement des MES, la sédimentation et la filtration physique, sont probablement très actifs dans la rétention des polluants incluant une forme particulaire. En revanche, les abattements des polluants présents sous forme dissoute sont plus variables suivant la nature du polluant. Les concentrations des ETMs sous forme dissoute semblent pouvoir être réduites assez efficacement au sein d'une noue (abattements médians ≥ 44%), contrairement à celles des nutriments dissous (phosphore dissous et formes oxydées de l'azote) dont les abattements sont très variables, constituant un challenge pour les optimisations futures du design des noues.

Les corrélations entre les caractéristiques des noues et leurs performances épuratoires ont pemis d'identifier quelques facteurs pouvant significativement affecter ces performances. La concentration d'un polluant dans les eaux de ruissellement est le principal facteur affectant son abattement moyen par une noue. Les plus forts abattements sont généralement associés à des concentrations élevées dans les eaux d'alimentation de la noue et inversement. Cette tendance confirme que les abattements ne sont pas toujours des indicateurs pertinents pour évaluer les performances épuratoires des noues (Barrett, 2005; Strecker et al., 2001) : des abattements négatifs, dus à de très faibles concentrations en entrée de noue, ne traduisent pas systématiquement un fonctionnement épuratoire déficient de l'ouvrage. Les futures études évaluant les capacités épuratoires de noues de terrain devraient dans la mesure du possible coupler les calculs des abattements avec des indicateurs moins dépendants des niveaux de contamination des eaux en entrée de noue : par exemple des graphiques des distributions des concentrations des polluants en sortie de noue, sur lesquels sont visibles des seuils réglementaires de concentrations à ne pas dépasser pour préserver la qualité des écosystèmes (Flanagan et al., 2018; Stagge et al., 2012). Ils permettent d'évaluer le risque d'une contamination chronique des milieux récepteurs en sortie de noue. De tels outils n'ont pas pu être utilisés dans notre méta-analyse, les données brutes de concentrations en entrée/sortie de noues n'étant souvent pas disponibles dans les études recensées. Par conséquent, les futures études devraient veiller à donner accès à ces données pour optimiser les évaluations des capacités épuratoires des noues à partir d'une base de données.

En revanche, les paramètres géométriques des noues de terrain de notre base de données (longueur, pente longitudinale, dévers, ratio surface au miroir/surface active, etc.) sont peu corrélés avec les abattements des polluants. Par conséquent, les variations de géométrie entre les noues de notre base de données semblent peu affecter les abattements des polluants étudiés. Il est cependant recommandé aux aménageurs de privilégier une géométrie favorisant un transit ralenti de l'eau au sein de la noue, par exemple en limitant sa pente longitudinale ; les analyses de notre base de données montrent qu'une telle conception pourrait impacter positivement les abattements des nutriments dissous et de certains polluants sous forme particulaire.

Par ailleurs les données recueillies n'ont pas mis en évidence des différences d'abattement imputables aux caractéristiques des matériaux des sols des noues. Néanmoins, cette tendance reste à approfondir dans de futures études. En effet, notre base de données contient peu d'information sur la qualité des sols des noues ; de telles informations (texture du sol, granulométrie et propriétés hydrodynamiques) devraient être systématiquement renseignées dans les futures études pour intégrer ce critère dans les évaluations de performances. De plus, très peu d'études ont évalué les capacités épuratoires des sols des noues en analysant la qualité des eaux infiltrées dans les massifs. Ce type d'étude devrait être mis en place plus souvent dans le futur pour caractériser les capacités épuratoires des matériaux des sols des noues, afin d'identifier les matériaux les plus efficaces pour abattre la pollution, permettant d'optimiser la conception des noues.

Les résultats de notre base de données n'ont pas mis en évidence de différences d'abattements imputables à la modalité d'alimentation de la noue (alimentation latérale ou en tête). Néanmoins, aucune étude n'a évalué l'effet d'un changement de la modalité d'alimentation d'une noue sur ses performances épuratoires. De même, l'âge des noues n'est pas apparu comme un facteur explicatif de leurs performances. Néanmoins, la majorité des noues de notre base de données étant âgée de moins de 3 ans (environ 75% des noues), de futures études devraient s'intéresser aux potentielles variations de performances épuratoires des noues en fonction de leurs durées de service, soit en assurant un suivi dans le temps de leurs performances, soit en modélisant l'évolution temporelle des niveaux de contamination de leurs sols.

Enfin, nos analyses se sont restreintes aux performances épuratoires des noues vis-à-vis des polluants les plus étudiés dans la littérature : MES, nutriments et ETMs. Les données collectées dans la littérature montrent que les performances épuratoires des noues vis-à-vis des micropolluants restent encore trop limitées aux ETMs. Peu de données sont notamment disponibles sur les capacités épuratoires des noues vis-à-vis des micropolluants organiques comme les HAPs ou les pesticides, qui sont pourtant fréquemment quantifiés dans les eaux de ruissellement urbaines à des niveaux de concentrations potentiellement toxiques pour les écosystèmes (Becouze-Lareure et al., 2019; Burant et al., 2018; Fairbairn et al., 2018; Gasperi et al., 2014; Rippy et al., 2017; Zgheib et al., 2012). De même, peu d'études distinguent les formes dissoutes et particulaires des micropolluants, qui ne présentent pourtant pas les mêmes degrés de toxicité ni les mêmes processus de rétention au sein d'une noue (Flanagan et al., 2018). Ceci confirme l'intérêt de se focaliser davantage sur les performances épuratoires des noues vis-à-vis des micropolluants organiques et analyser les micropolluants à la fois dans la phase dissoute et la phase particulaire ou totale.

De façon plus globale, notre travail d'analyse statistique sur les données de la littérature portant sur les performances épuratoires des noues démontre l'intérêt de cette méthode pour mieux identifier les processus à l'origine de la rétention des polluants au sein de ces ouvrages ainsi que les caractéristiques des noues suceptibles d'affecter leurs efficacités à abattre les polluants. Ce travail encourage à

poursuivre la collecte de données sur les performances épuratoires des noues tout en veillant à mieux renseigner les caractéristiques des ouvrages et les conditions expérimentales. L'augmentation et l'uniformisation des données bénéficieront à l'utilisation d'outils statistiques plus puissants (intelligence artificielle) qui permettront d'optimiser l'implantation et la conception des noues (Wang et al., 2019b). Néanmoins, les différences de conditions environnementales entre les sites d'études (pluies, sources de pollution, etc.) constituant les plus grandes sources d'incertitudes d'une méta-analyse, il semble pertinent de la coupler à des études expérimentales sur des pilotes. En effet, ces dernières permettent de réduire les biais lors d'une comparaison de performances entre deux configurations de noue distinctes, en procédant à des expérimentations dans des conditions contrôlées. C'est ce qui va être poursuivi dans la suite de ce travail de thèse.

Chapitre 3. **Matériels et méthodes**

Ce chapitre présente la méthodologie utilisée pour répondre aux objectifs expérimentaux de ce travail de thèse. La première étape concerne la conception et l'aménagement d'une noue standard et d'une noue de filtration au sein d'un dispositif préexistant sur la plateforme d'esssai *Aquasim* du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB) Nantes. La deuxième étape a permis de définir les caractéristiques des évènements de ruissellement permettant d'évaluer le fonctionnement et les performances hydrologiques/épuratoires des noues pilotes. La troisième étape consiste en la conception d'un simulateur de ruissellement permettant de reproduire les différentes conditions d'alimentation retenues. La quatrième étape a été d'instrumenter le pilote avec des appareils de débitmétrie, des sondes de teneurs en eau, des tensiomètres et des échantillonneurs automatiques d'eau. La cinquième étape s'est intéressée à la définition des protocoles qui ont été mis en œuvre pour réaliser un essai et analyser les échantillons d'eau. La dernière étape, qui a donné lieu à la publication d'un article scientifique dans La Houille Blanche, s'est focalisée sur l'estimation de la qualité des données acquises sur le pilote pour atteindre les objectifs finaux de l'étude. Elle s'appuie sur des évaluations de la fonctionnalité de la chaîne de mesure du pilote et de la reproductibilité des réponses des noues en intégrant les incertitudes de mesures et d'analyses.

Il est à noter que le déroulement d'un essai d'alimentation en eau des noues pilotes et les méthodes développées pour analyser les données expérimentales seront présentés dans le chapitre 4 (performances hydrologiques des noues) et le chapitre 5 (performances épuratoires des noues).

1. Conception et aménagement des noues pilotes

1.1. Construction des noues pilotes

Deux noues pilotes, une noue de filtration et une noue standard, ont été construites en décembre 2016 au sein de box étanches en béton (dimensions : 7 m x 4 m x 1,67 m) sur la plateforme expérimentale *Aquasim* du CSTB Nantes (Figure 3.1).

Les dimensions des noues pilotes ont été choisies en fonction de celles du dispositif d'accueil (longueur, profondeur) et des valeurs fréquemment préconisées dans la littérature technique (largeur du fond et pentes). Par conséquent, les noues ont été conçues selon les dimensions suivantes : longueur de 7,0 m, largeur maximale de 2,6 m, largeur du fond de 1,0 m, section de forme trapézoïdale, profondeur de 1,37 à 1,57 m, hauteur d'eau stockée maximale en surface de 20 cm, pente longitudinale de 1,6 % (même inclinaison que le fond des box), dévers de 25 % et risbermes de 0,7 m (Figure 3.2). Les noues ont été étanchéifiées à l'aide d'une géomembrane tapissant les parois des box (Figure 3.3). Les flux d'eau sortant de chaque ouvrage sont dirigés vers une galerie de mesure souterraine par l'intermédiaire

d'un caniveau (Figure 3.4), disposé en aval, et de 8 drains agricoles perforés (diamètre = 80 mm), positionnés en fond d'ouvrage au centre d'une couche de gravier de 10 cm (Figure 3.3).

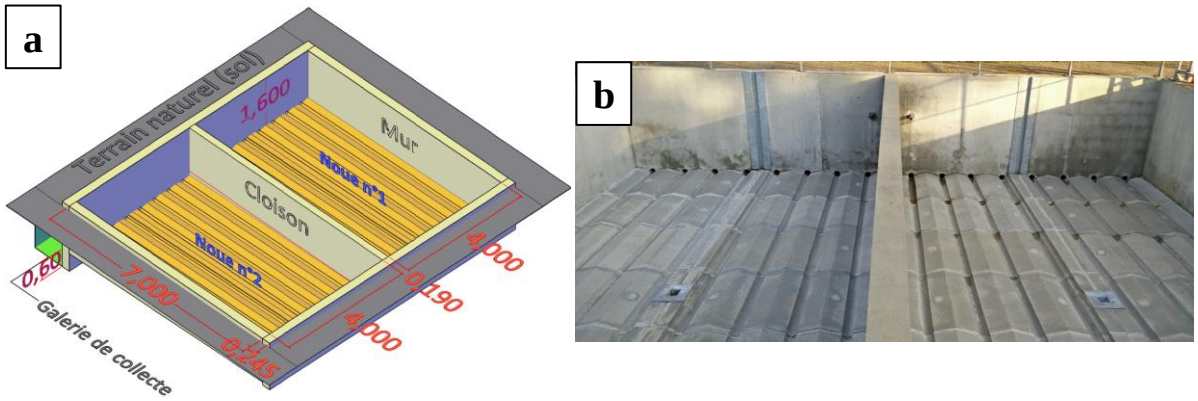


Figure 3.1. Dispositif d'essai de la plateforme Aquasim (CSTB Nantes) dans lequel ont été aménagées les noues. a. Schéma du dispositif d'essai (dimensions en mètre). b. Dispositif d'essai en septembre 2016

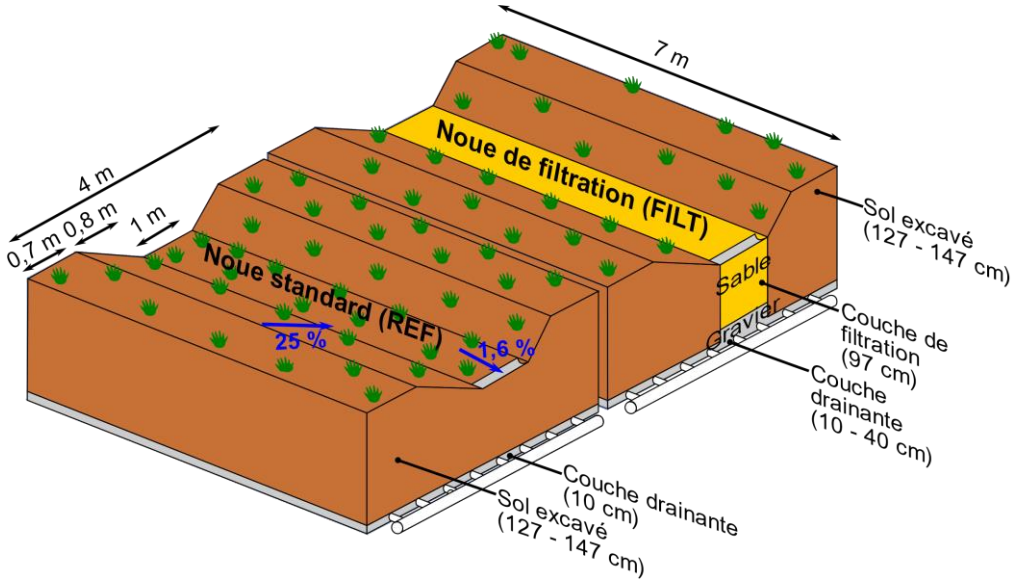


Figure 3.2. Schéma conceptuel des noues pilotes (les épaisseurs de sol indiquées correspondent aux épaisseurs initiales, avant tassement naturel)



Figure 3.3. Etape de pose des 8 drains annelés (diamètre 80 mm) en fond d'ouvrage (au sein d'une couche de 10 cm de gravier) ; les drains sont posés directement sur la géomembrane



Figure 3.4. Caniveau de drainage des eaux de surface posé en aval de chaque noue (ici noue standard)

Les deux noues pilotes, identiques du point de vue de leur géométrie, diffèrent par les matériaux de leur partie centrale. La première noue a ainsi été conçue pour reproduire une noue standard, ouvrage résultant du simple terrassement d'un terrain naturel. Elle a été entièrement construite à partir de terres excavées, issues d'un remblai présent au CSTB (Figure 3.2, Figure 3.5). Le sol excavé a été soigneusement mélangé par une pelleteuse lors de son extraction, à des fins d'homogénéisation.



Figure 3.5. Remblai excavé au CSTB, utilisé pour construire la noue standard et les talus de la noue de filtration

La seconde noue a été conçue pour reproduire une noue de filtration, en superposant dans sa partie centrale une couche de 97 cm de sable sur une couche de 30 à 40 cm de gravier (Figure 3.2). L'agencement de ces deux matériaux et leurs caractéristiques granulométriques suivent les préconisations d'un guide de conception australien, établies à partir de plusieurs travaux de recherche (FAWB, 2009). Le sable et le gravier proviennent de deux carrières locales (GSM Teillé et GSM Saint-Colomban). Les matériaux ont été préalablement roulés et lavés pour éliminer les fines susceptibles de colmater l'ouvrage. D'après les fiches granulométriques fournies par les carrières, la granulométrie des matériaux suit une distribution assez uniforme, principalement entre 500 et 1000 µm pour le sable et entre 5 et 20 mm pour le gravier. Par ailleurs, les talus de la noue de filtration ont été construits avec le même sol excavé que celui utilisé pour bâtir la noue standard. Cette différence contrastée de matériaux entre les talus et la partie centrale a nécessité l'utilisation d'un blindage de tranchées pour construire la noue de filtration, évitant le mélange des matériaux (Figure 3.6).



Figure 3.6. Blindage de tranchées utilisé pour monter la partie centrale de la noue de filtration

En outre, des géogrilles ont été apposées aux interfaces entre les matériaux de granulométrie distincte pour prévenir tout mélange ultérieur des matériaux, préservant les structures des ouvrages dans le temps (Figure 3.7). Elles sont prévues pour ne pas perturber le fonctionnement hydraulique des ouvrages, et ne présentent pas de risque de colmatage.

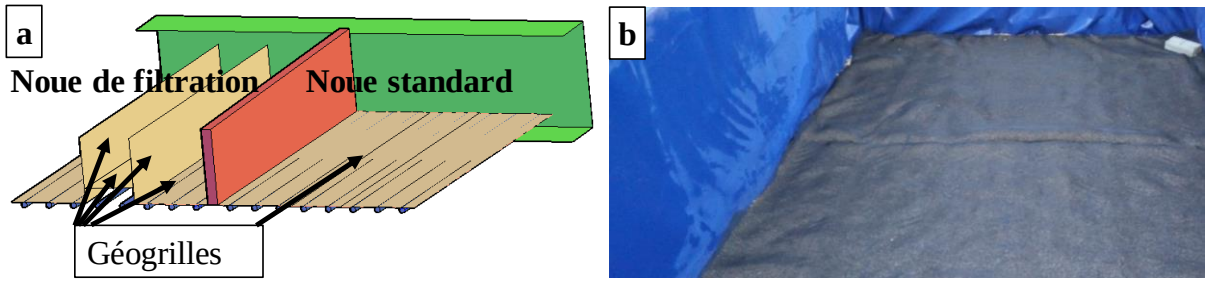


Figure 3.7. Géogrilles utilisées aux interfaces entre les différents types de matériaux (mailles de 500 µm). a. Emplacement des géogrilles. b. Photographie de la géogrille posée au sein de la noue standard

Par ailleurs, les deux noues ont été construites couche par couche (pose de 4 couches au total), sans compacter mécaniquement les matériaux pour préserver leurs capacités intrinsèques d'infiltration. Le résultat de la phase de construction des deux noues pilotes est visible sur la Figure 3.8.

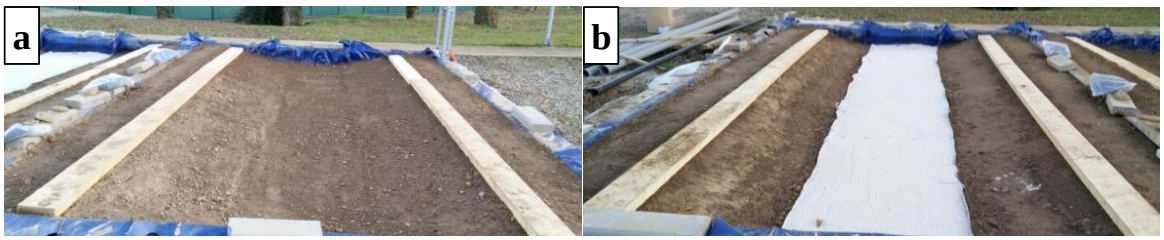


Figure 3.8. Noues pilotes juste après leur contruction (décembre 2016). a. Noue standard. b. Noue de filtration

Les parties des noues en sol excavé ont ensuite été végétalisées au printemps 2017 (période favorable à la croissance végétale) en semant du ray-grass (Figure 3.9). Seule la partie sableuse de la noue de filtration n'a pas été végétalisée, du fait de son très faible taux de matière organique, peu propice au développement d'un couvert enherbé.

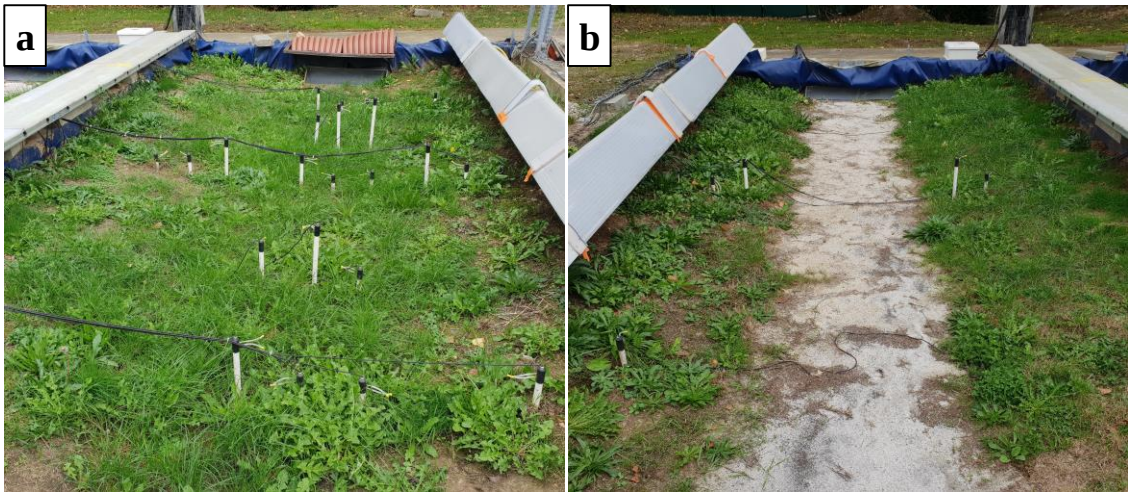


Figure 3.9. Noues pilotes en octobre 2018. a. Noue standard. b. Noue de filtration

1.2. Méthodes de caractérisation des matériaux des noues pilotes

Lors de la construction des noues pilotes, des prélèvements de sol excavé ont été effectués à la fin du montage de chaque couche de sol (Figure 3.10). L'objectif était de reconstituer 4 échantillons composites représentatifs des 4 couches montées lors de la construction pour ensuite vérifier l'homogénéité de leurs propriétés physico-chimiques (texture, teneurs en ETMs, etc.). Un cinquième échantillon, souhaité représentatif de la qualité de l'ensemble du sol excavé utilisé pour construire chaque ouvrage, fut aussi reconstitué par quartage des 4 échantillons précédents.

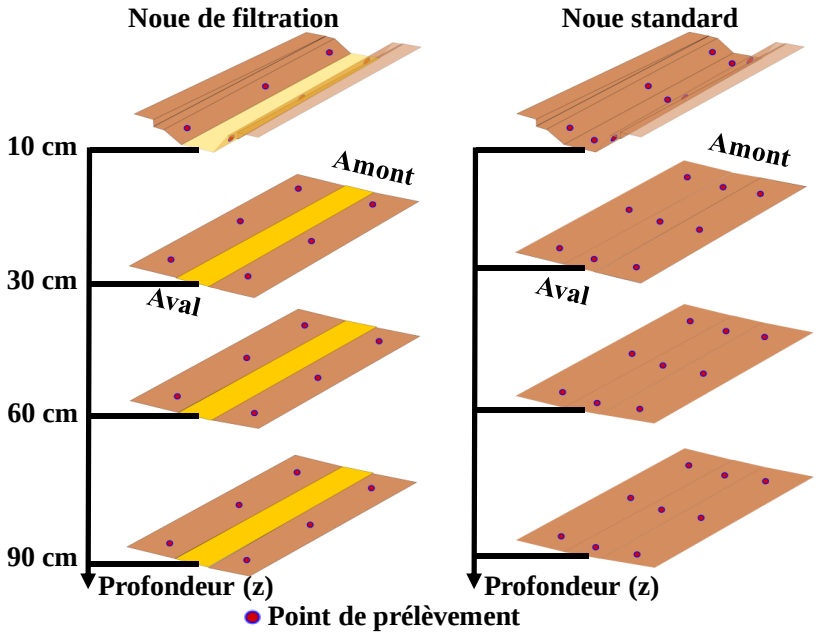


Figure 3.10. Schéma des emplacements des prélèvements de sol (loam limoneux) au sein des noues pilotes

De même, des quartages sur les dépôts de sable (Figure 3.11) et de gravier ont été effectués pour reconstituer des échantillons composites (3 par matériaux) représentatifs de leur qualité.

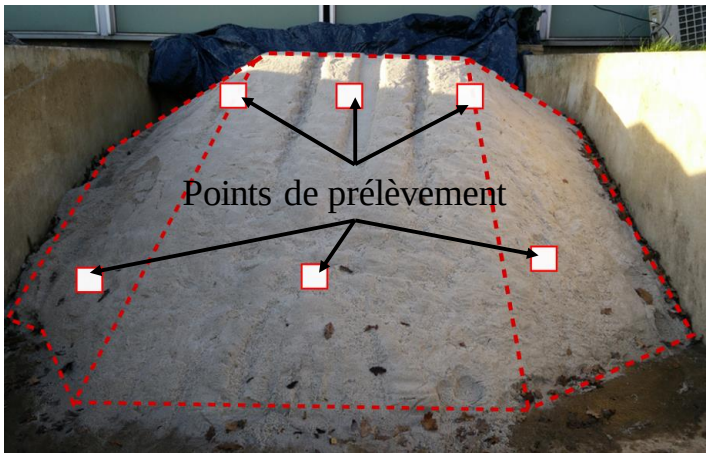


Figure 3.11. Points de prélèvement sur le dépôt de sable avant reconstitution d'échantillons composites

Ces matériaux ont ensuite été caractérisés en laboratoire du point de vue de leur texture (granulométrie), de leur structure (porosité), de leur composition minéralogique (cristallographie), de leurs propriétés physico-chimiques (pH, conductivité électrique (EC), capacité d'échange cationique (CEC), calcaire total) et de leurs teneurs en micropolluants (12 ETMs, 19 HAPs et 7 PCBs) (Tableau 3.1).

Tableau 3.1. Méthodes analytiques utilisées pour caractériser les matériaux de construction des noues pilotes

Paramètre	Loam limoneux	Sable	Gravier
Conductivité hydraulique à saturation (K_s)	Infiltromètre à disque		
Granulométrie	Tamisage (50 mm, 20 mm, 10 mm, 5 mm, 2 mm) Granulométrie laser (Mastersizer 3000, Malvern) avec contrôle qualité interne (contrôle granulométrie kaolinite)		Tamisage (50 mm, 20 mm, 10 mm, 5 mm, 2 mm)
Cristallographie (semi-quantitative)	Analyses DRX (diffraction des rayons X)		
pH	Norme : NF ISO 10390		
EC	Norme : NF ISO 11265		
Matières sèches	Norme : NF EN 15934		
Matières Volatiles	Norme : NF EN 15935		
Calcaire total ($CaCO_3$)	Norme : NF ISO 10693 (X31-105)		
CEC (Metson)	Norme : NF X31-130		
Densité et porosité	Masse volumique apparente Norme : NF EN ISO 11272 Masse volumique spécifique Norme : NF P94-054		Masse volumique apparente Norme : NF P94-059 Masse volumique spécifique Norme : NF P94-054
As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, P, Pb, Sr, V, Zn	Tamisage 2 mm, broyage, attaque totale (Norme : NF ISO 14869-1), ICP OES (Norme : NF EN ISO 11885)		
HAPs et PCBs	GC/MS/MS (Norme : XP X33-012)		

HAPs (*LQ en µg/kg*) : acénaphtène (*10*), acénaphtylène (*10*), anthracène (*10*), chrysène (*10*), fluorène (*10*), naphtalène (*50*), phénanthrène (*10*), pyrène (*10*), fluoranthène (*10*), benzo(a)anthracène (*10*), biphényle (*10*), benzo (3,4)(b)fluoranthène (*10*), benzo (11, 12)(k)fluoranthène (*10*), benzo (3, 4)(a)pyrène (*10*), dibenzo (ah)anthracène (*25*), benzo (1, 12)(ghi)pérylène (*25*), indéno (1, 2, 3-cd)pyrène (*25*), méthyl (2)fluoranthène (*10*), méthyl (2) naphtalène (*10*). PCBs (*LQ en µg/kg*) : PCB n°28 (*10*), PCB n°52 (*10*), PCB n°101 (*10*), PCB n°118 (*10*), PCB n°138 (*10*), PCB n°153 (*10*), PCB n°180 (*10*)

Il est à noter que le calcaire total, la CEC et les teneurs en HAPs/PCBs du gravier n'ont pas été caractérisés. Toutes les analyses ont été effectuées en interne à l'IFSTTAR ou au CSTB, excepté la cristallographie (Institut des Matériaux Jean Rouxel, Nantes) et les quantifications des CEC, teneurs en calcaire et HAPs/PCBs (Inovalys Nantes). Les analyses de densité apparente des sols ont été réalisées au printemps 2017, après stabilisation de la structure des édifices.

Par ailleurs, les capacités d'infiltration des parties centrales des deux noues ont été caractérisées à travers des essais d'infiltrométrie, entrepris à l'été 2017 (Figure 3.12). Les conductivités hydrauliques à saturation (K_s) ont ensuite été obtenus par inversion numérique des données terrain avec le logiciel Hydrus (Šimůnek et al., 2012).



Figure 3.12. Essai d'infiltrométrie pour caractériser les propriétés hydrodynamiques (dont la conductivité hydraulique à saturation K_s) de la partie centrale de la noue standard (infiltromètre à disque)

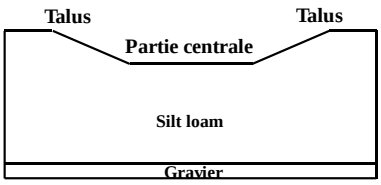
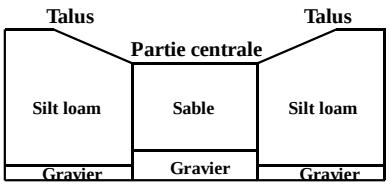
1.3. **Bilan sur les dimensions et les propriétés des noues pilotes**

Les dimensions des noues pilotes ont été légèrement modifiées par les effets du temps (tassement sous l'effet des pluies et du poids propre du massif) et les essais entrepris pour caractériser leurs performances. Par exemple, le sol excavé et le massif filtrant se sont tassés de 13 à 18 cm sous l'effet des pluies survenues dans les 3 à 4 mois après la construction des noues. Par ailleurs, la largeur du fond a pu être augmentée d'une dizaine de centimètres sous l'effet des simulations d'évènements de ruissellement en entrée de noue. Les dimensions des noues une fois stabilisées (novembre 2018) et leurs propriétés physico-chimiques sont détaillées dans le Tableau 3.2.

Les analyses granulométriques par tamisage indiquent que le loam limoneux présente une fraction > 2 mm non négligeable (environ 40%), contrairement au sable (5%) (Figure 3.13). En revanche le gravier est pauvre en particules < 2 mm, validant l'efficacité de son lavage en carrière (Figure 3.13). Le sable et le gravier sont caractérisés par une distribution assez uniforme entre 400 et 1000 µm pour le premier et entre 5 et 20 mm pour le second (Figure 3.13), confirmant les caractéristiques présentées lors de leur achat en carrière. Le faible taux de particules fines (particules < 250 µm) du sable, environ 5 %, conjugué à un rapport d_{60}/d_{10} proche de 1, indiquent un faible risque de colmatage du massif filtrant de la noue de filtration dans le temps (Hsieh and Davis, 2005). Ce n'est pas le cas du loam limoneux, pour

lequel la fraction élevée en particules très fines (< 63 µm), ~70 %, et le fort rapport d_{60}/d_{10} (~10), attestent d'un risque non négligeable de colmatage du sol de la noue standard dans le temps.

Tableau 3.2. Dimensions et propriétés des matériaux des noues pilotes (moyenne ± écart type avec n = 3)

Paramètre	Noue standard	Noue de filtration	
Géométrie			
Longueur	7 m (6,5 m[a])	7 m (6,5 m[a])	
Largeur maximale (min - max)	2,6 – 2,7 m	2,8 – 2,9 m	
Largeur du fond (min - max)	1,0 – 1,1 m	1,1 – 1,2 m	
Pente longitudinale	1,6 %	1,6 %	
Dévers	25 %	25 %	
Sol			
		Partie centrale	**Talus**
Epaisseur des couches de sol (min – max)	<u>Loam limoneux</u> (sol) : 114 - 130 cm <u>Gravier</u> (drains) : 10 cm	<u>Sable</u> : 84 cm <u>Gravier</u> : 30 - 40 cm	<u>Loam limoneux (sol)</u> : 114 - 130 cm <u>Gravier (drains)</u> : 10 cm
Texture[b] (% volume)	<u>Loam limoneux (sol)</u> : • Argile : 3,9 ± 0,2 % • Limon : 65,7 ± 2,8 % • Sable : 30,4 ± 3,0 % <u>Gravier</u> (taille) : 5 – 20 mm	<u>Sable</u> : • Argile : 0,8 ± 0,9 % • Sable : 99,2 ± 0,9 % • <250 µm[c] : 5,2 ± 2,3 % <u>Gravier</u> (taille) : 5 - 20 mm	<u>Loam limoneux (sol)</u> : • Argile : 4,2 ± 0,19 % • Limon : 67,6 ± 0,3 % • Sable : 28,3 ± 0,5 % <u>Gravier</u> (taille) : 5 - 20 mm
pH	7,0 ± 0,3	<u>Sable</u> : 7,5 ± 0,3 <u>Gravier</u> : 6,0 ± 0,3	6,9 ± 0,4
EC[d] (µS/cm)	80 ± 15	<u>Sable</u> : 15 ± 2 <u>Gravier</u> : 13 ± 8	71 ± 9
OC[e] (en masse, %)	4,1 ± 0,6 %	<u>Sable</u> : 0,13 % <u>Gravier</u> : 0,7 %	3,8 ± 0,3 %
CEC (me/kg)	90,0 ± 0,9	<u>Sable</u> : 9,6 ± 0,8	88,0 ± 3,6
% $CaCO_3$[f]	< 0,5 %	<u>Sable</u> : < 0,5 %	< 0,5 %
Porosité	34,3 ± 2,1 %	<u>Sable</u> : 45,6 ± 1,1 % <u>Gravier</u> : 39,3 ± 0,2 %	34,3 ± 2,1 %
K_s[g]	4,0 x 10^{-7} ± 1,3 x 10^{-7} m/s	1,6 x 10^{-5} ± 1,1 x 10^{-5} m/s	4,0 x 10^{-7} ± 1,3 x 10^{-7} m/s
Végétation	Ray-grass	Sans végétation	Ray-grass

[a]Distance du tuyau d'alimentation (en tête) au caniveau ; [b]Argile : < 2 µm, Limon : 2 – 63 µm, Sable : > 63 µm (FAO, 2006) ; [c]Indicateur du risque de migration de particules fines ; [d]Conductivité électrique ; [e]Teneur en carbone organique ; [f]Teneur en carbonates ; [g]Conductivité hydraulique à saturation

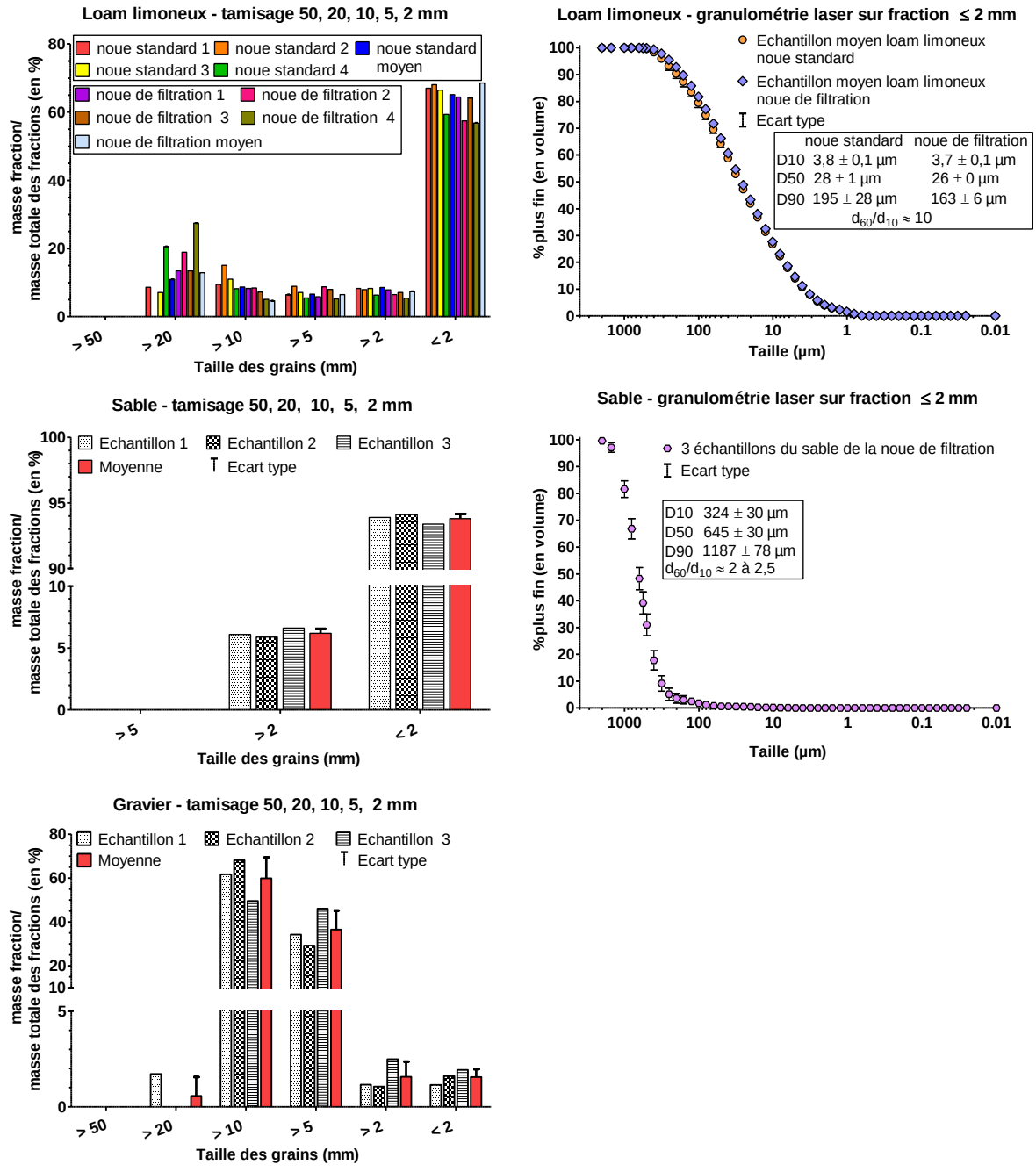


Figure 3.13. Granulométrie (tamis et laser) des matériaux utilisés pour la construction des noues pilotes ; D10, D50 et D90 sont les bornes supérieures respectives des tailles des 10, 50 et 90% des particules les plus fines

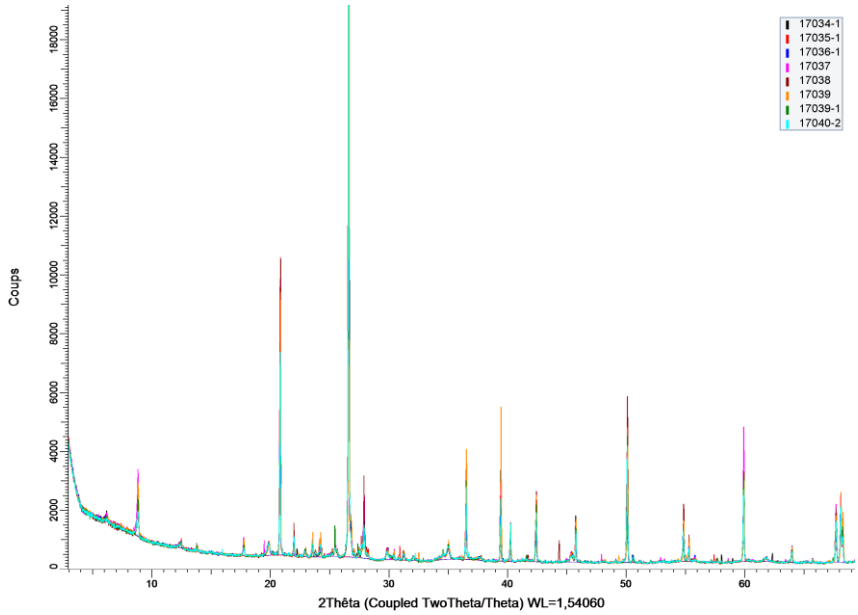


Figure 3.14. Diffractogramme de 8 échantillons du loam limoneux des noues ; ordonnées et abscisses : comptage du détecteur et angle de Bragg pour une longueur d'onde de 1,5406 Å

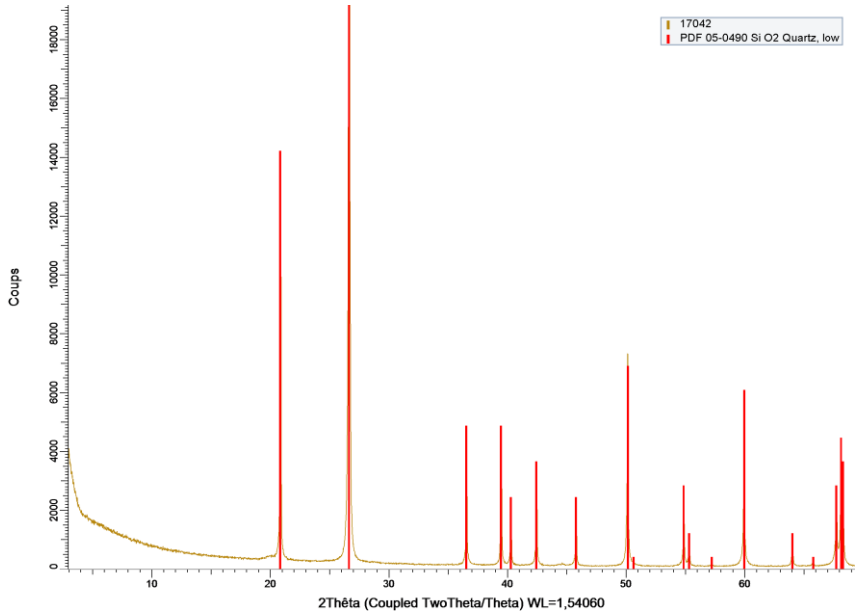


Figure 3.15. Comparaison du diffractogramme type d'un quartz avec celui du gravier des noues (diffractogramme du sable des noues identique) ; ordonnées et abscisses : voir Figure 3.14

Les analyses DRX montrent une composition minéralogique identique pour tous les échantillons de loam limoneux, à savoir 65% de quartz, 10% d'albite, 7,5% d'anorthite, 2,5% de montmorillonite, 10% de muscovite et 5% de kaolinite (Figure 3.14). La montmorillonite, un type d'argile connu pour sa capacité à sorber les cations métalliques (CEC élevée) (Calvet, 2013), est donc minoritaire au sein du loam limoneux. Par ailleurs, le sable et le gravier sont composés uniquement de quartz (Figure 3.15).

Les autres résultats de caractérisation confirment le fort contraste existant entre les matériaux du massif filtrant et le loam limoneux (sol excavé). Sur le plan hydraulique, la noue de filtration est dotée

d'une plus grande capacité à infiltrer les eaux en raison d'un K_s du sable 40 fois plus élevé que celui du loam limoneux (Tableau 3.2). De même, la noue de filtration est caractérisée par une plus grande capacité de stockage d'eau par rapport à la noue standard, du fait des porosités plus élevées du sable et du gravier (Tableau 3.2). Sur le plan épuratoire, l'absence de matière organique dans le sable conjuguée à une très faible CEC laisse présupposer des capacités de sorption des ETMs et des HAPs plus faibles dans la noue de filtration comparée à la noue standard (Tableau 3.2).

Les résultats des analyses des teneurs en micropolluants dans les sols sont présentés dans le Tableau 3.3. Les teneurs en ETMs sont généralement plus élevées dans le loam limoneux comparées à celles dans le sable et le gravier, excepté pour le cobalt dans le sable (Co) et pour le chrome (Cr) dans le gravier. Ces teneurs sont néanmoins inférieures ou égales aux standards qui ont été développés dans certains pays européens pour détecter des sols pollués (Tableau 3.3). Concernant les HAPs, les concentrations sont nettement plus élevées dans le loam limoneux comparé au sable, pour lequel tous les congénères présentent des teneurs inférieures aux limites de quantification (LQ). Les teneurs en HAPs dans le loam limoneux restent néanmoins inférieures à celles d'un sol pollué, mais du même ordre de grandeur (quelques centaines de µg/kg) que celles quantifiées dans un loam limoneux provenant d'une noue de bord de route en service depuis 6 ans (Leroy et al., 2016). Au vu de ces résultats, les matériaux des noues pilotes peuvent être considérés comme « non pollués », c'est-à-dire présentant des potentiels de rétention des micropolluants étudiés encore peu entamés (nombreux sites d'adsorption disponibles à la surface des « grains » du sol). Par conséquent, les noues pilotes peuvent être considérées comme des ouvrages présentant un sol « neuf » lors de leur mise en service.

Tableau 3.3. Concentrations initiales en micropolluants dans les matériaux de construction des noues pilotes

Micropolluant (mg/kg)	Loam limoneux	Sable	Gravier	Standards de qualité pour un sol non pollué
As	48 ± 6 (n = 10)	1,1 ± 0,2 (n = 3)	5,9 ± 1,5 (n = 3)	10 - 20$^{\beta}$
Ba	500 ± 6 (n = 10)	270 ± 8 (n = 3)	358 ± 103 (n = 3)	
Cd	< 0,1 (n = 10)	< 0,1 (n = 3)	< 0,1 (n = 3)	0,5$^{\alpha}$; 0,4 - 1,5$^{\beta}$; 2$^{\omega}$
Co	32 ± 2 (n = 10)	64 ± 22 (n = 3)	< 40 (n = 3)	
Cr	57 ± 1 (n = 10)	2,7 ± 0,2 (n = 3)	299 ± 34 (n = 3)	50$^{\alpha}$; 30 - 100$^{\beta}$; 150$^{\omega}$
Cu	23 ± 1 (n = 10)	1,1 ± 0,2 (n = 3)	4,2 ± 0,3 (n = 3)	30$^{\alpha}$; 20 - 60$^{\beta}$; 100$^{\omega}$
Mo	< 0,4 (n = 10)	< 0,4 (n = 3)	22 ± 3 (n = 3)	
Ni	24 ± 1 (n = 10)	1,7 ± 0,5 (n = 3)	11 ± 4 (n = 3)	15 - 70$^{\beta}$; 50$^{\omega}$
Pb	35 ± 3 (n = 10)	12 ± 0,5 (n = 3)	18 ± 4 (n = 3)	40$^{\alpha}$; 40 - 100$^{\beta}$; 100ω
Sr	68 ± 2 (n = 10)	34 ± 1,0 (n = 3)	11 ± 3 (n = 3)	
V	66 ± 1 (n = 10)	25 ± 3,0 (n = 3)	4,1 ± 0,5 (n = 3)	
Zn	75 ± 2 (n = 10)	2,6 ± 0,1 (n = 3)	3,9 ± 1,1 (n = 3)	100$^{\alpha}$; 60 - 200$^{\beta}$; 300$^{\omega}$
Pyrene	0,077 - 0,085 (n = 2)	< 0,010		
Phenanthrene	0,041 - 0,046 (n = 2)	< 0,010		
∑16 HAPs USEPA	< 0,657 - < 0,682 (n =2)	< 0,160		3$^{\beta}$
∑7 PCBs	< 0,072 - < 0,074 (n = 2)	< 0,070 (n = 2)		

$^{\alpha}$Danemark et $^{\beta}$Allemagne (plus faible - plus forte valeur : sols sableux - sols argileux) (voir Ingvertsen et al. (2012)) ; $^{\omega}$France – concentrations maximales autorisées dans le cadre d'épandages de boues sur des sols agricoles (arrêté du 08/01/1998)

Par ailleurs, les faibles dispersions des résultats des analyses physico-chimiques effectuées sur les différents échantillons de sol excavé (loam limoneux), de sable et de gravier attestent d'une part d'une bonne fiabilité des résultats, et d'autre part d'une bonne homogénéité de la qualité de chaque matériau lors de leur mise en place dans le pilote.

2. Choix des évènements de ruissellement simulés

Le choix des caractéristiques hydrauliques et physico-chimiques des évènements de ruissellement simulés en entrée de noues s'est appuyé sur les caractéristiques de la pluviométrie nantaise et sur la caractérisation chimique des eaux de ruissellement disponibles sur site pour réaliser les essais.

2.1. Contexte de la pluviométrie nantaise

Une analyse statistique de la pluviométrie Nantaise a été réalisée à partir d'une série de plus de 10 ans de données de pluie (2006 – 2016). Ces observations ont été acquises au pas de temps de 5 min par un pluviomètre à augets basculeurs (1 basculement = 0,02 L) implanté sur le bassin versant du Pin Sec (nord-est de Nantes). La première étape de l'analyse a consisté à découper l'ensemble des données en une série d'évènements pluvieux. Un évènement est potentiellement détecté dès qu'une intensité pluvieuse sur 5 min non nulle est enregistré. Deux évènements pluvieux successifs sont considérés comme indépendants lorsque l'intervalle de temps sec les séparant, c'est-à-dire dépourvu d'un basculement d'auget, est d'au moins une heure (Dunkerley, 2008). Flori (2016) a notamment validé le choix d'un tel intervalle de temps en conclusion d'une analyse statistique d'une série de données de pluie acquise au CSTB Nantes. Sur la série de données utilisée dans notre étude, l'évolution du coefficient d'autocorrélation en fonction de la durée inter-évènement (MIT) montre une stabilisation des faibles corrélations, synonymes d'indépendance, à partir de 30 min – 1 h (Figure 3.16). Cette tendance valide notre choix d'une heure pour la durée inter-évènements (Joo et al., 2013; Yang and Chui, 2018).

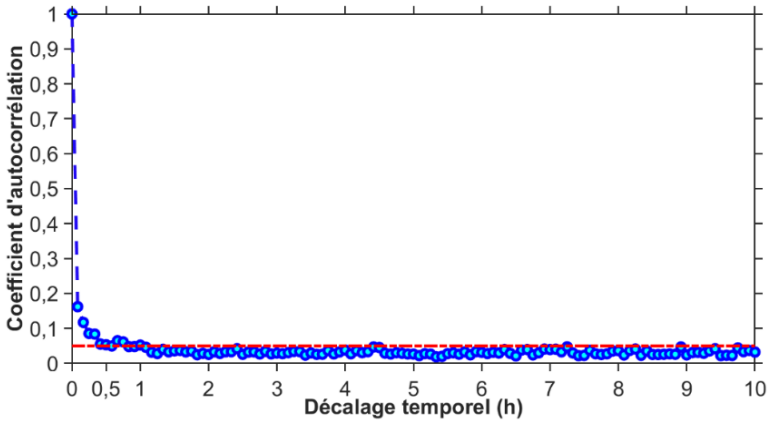


Figure 3.16. Evolution du coefficient d'autocorrélation en fonction du décalage temporel entre deux évènements pluvieux successifs (Nantes, 2006-2016)

La seconde partie de l'analyse statistique a consité à calculer les distributions des différents paramètres caractérisant un évènement pluvieux : temps sec antécédent, intensité moyenne, intensité maximale et cumul de hauteur de pluie. Nous avons choisi d'exclure de ces distributions les évènements générant moins de 2,5 mm de hauteur de pluie, en considérant que ces derniers produisent très peu de ruissellement (Driscoll et al., 1989). Les histogrammes ainsi obtenus font ressortir de nettes tendances pour la pluviométrie nantaise :

- les « petits » évènements pluvieux (cumul ≤ 10 mm) sont très largement majoritaires (environ 75 %). Près de la moitié des évènements ne génèrent pas plus de 5 mm de pluie (Figure 3.17).

- les durées de temps sec entre deux évènements ≥ 2,5 mm sont à plus de 90% inférieures à un jour (Figure 3.18). La fréquence d'occurrence journalière de telles pluies est donc très élevée.

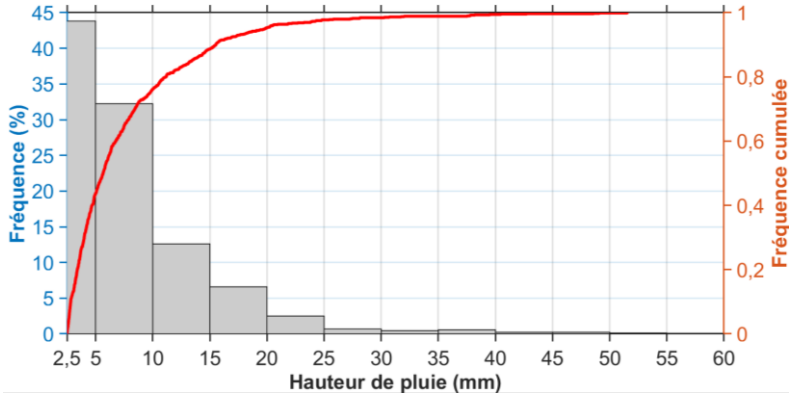


Figure 3.17. Distribution statistique des hauteurs de pluie pour les évènements pluvieux ≥ 2,5 mm

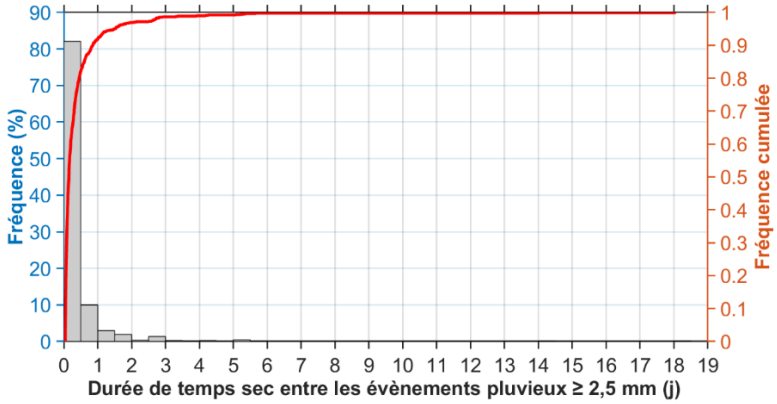


Figure 3.18. Distribution statistique des durées de temps sec observées entre deux évènements pluvieux générant au moins 2,5 mm d'eau (Nantes, 2006-2016)

2.2. Caractéristiques des évènements simulés sur le pilote

2.2.1. Choix des caractéristiques hydrauliques

Pour des besoins de simplification et de façon similaire aux études pilotes ou de terrain antérieures (Deletic and Fletcher, 2006; García-Serrana et al., 2017a; Hood et al., 2013; Monrabal-Martinez et al.,

2018; Osouli et al., 2017; Rujner et al., 2018a), les évènements de ruissellement simulés sur le pilote présentent des débits d'injection constants au cours des essais. Ces débits ont été obtenus par calcul en utilisant la méthode rationnelle, sur la base des types d'évènements qui ont été ciblés pour étudier les performances des noues pilotes. La mise en place de la méthode rationnelle requiert (i) de définir une zone contributive fictive qui génèrerait le ruissellement en entrée de noue et (ii) de choisir les hauteurs d'eau qui seraient précipitées sur cette surface fictive.

La surface et le coefficient d'imperméabilisation de la zone contributive ont été respectivement fixés à 200 m² et à 90%, donnant une surface active, produisant le ruisellement, de 180 m². Le ratio {surface active/surface au miroir d'une noue pilote} obtenu, égal à 10, suit les préconisations de dimensionnement délivrées dans la littérature technique (entre 5 et 20%) (Beenen and Boogaard, 2007). Dans la réalité, cette zone fictive pourrait être assimilée à une portion de parking dont la gestion des eaux serait assurée à la source par une des deux noues pilotes.

Plusieurs débits et temps d'alimentation ont été retenus pour caractériser les performances hydrologiques et épuratoires des noues par rapport à trois types d'évènement pluvieux :

- Les évènements « fréquents » (type n°1), représentent les évènements dont la hauteur de pluie est comprise entre 5 et 10 mm. Les débits correspondants estimés avec la méthode rationnelle sont de 0,14 L/s et de 0,27 L/s pour simuler respectivement un évènement fréquent générant un faible cumul de pluie (5,6 mm) et un évènement fréquent produisant un cumul de pluie modéré (10,8 mm) (Tableau 3.4). Le débit d'alimentation est considéré constant pendant 2 h.

Tableau 3.4. Représentativité des évènements simulés sur le pilote pour étudier leurs performances (contexte de la pluviométrie nantaise)

Type d'évènement pluvieux	Débit en entrée	Hauteur de pluie correspondante sur une zone contributive de 200 m² (IC[a] = 90%)	Noue(s) alimentée(s)
Evènements pluvieux fréquents	0,14 L/s	5,6 mm	Noue standard, noue de filtration
	0,27 L/s	10,8 mm	Noue standard, noue de filtration
Evènements pluvieux modérés à sévères	0,8 L/s	32 mm	Noue standard
Evènement pluvieux modéré spécifique de la pluviométrie Nantaise	0,225 L/s	15,5 mm	Noue standard, noue de filtration

[a]Taux d'imperméabilisation de la zone contributive

- Les évènements modérés à sévères (type n°2), génèrent des hauteurs de pluie plus conséquentes que les évènements fréquents (p.ex. > 20 mm, voire > 30 mm). Un seul débit a été retenu, 0,8 L/s. Le débit d'alimentation est considéré constant pendant 2 h. Cet évènement, estimé avec la méthode rationnelle, sert à évaluer les performances de traitement de la noue standard dans des conditions moins favorables à l'infiltration de l'eau dans son sol (noue *a priori* en configuration

« transport »). Il correspond à un cumul de pluie de 32 mm sur la zone contributive fictive choisie (Tableau 3.4).

- Les évènements représentatifs de caractéristiques particulières de la pluviométrie locale (type n°3), par exemple un évènement dont le cumul de pluie est équivalent au 9ème décile de la distribution des hauteurs de pluie (Osouli et al., 2017). Pour la période 2006 – 2016 à Nantes, le cumul de pluie équivalent est de 15,5 mm (Figure 3.19). Le débit correspondant estimé avec la méthode rationnelle est de 0,225 L/s (Tableau 3.4). En termes de temps d'alimentation, la durée de cet évènement (3h28min) correspondait à la moyenne géométrique (moins sensible aux valeurs extrêmes) des temps de pluie de tous les évènements caractérisés par une hauteur de pluie comprise entre 2,5 mm et 15,5 mm (9ème décile) sur la période 2006-2016 à Nantes.

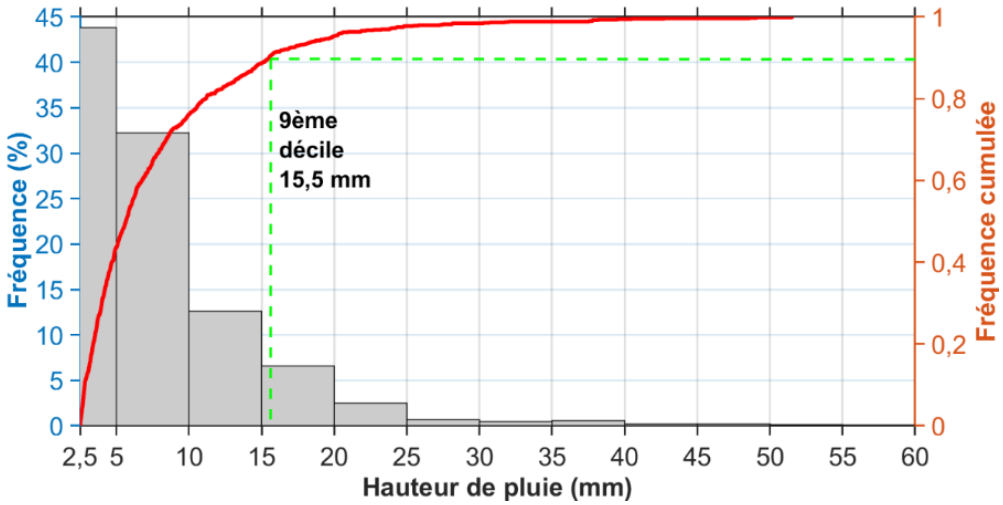


Figure 3.19. Distribution statistique des évènements pluvieux classés par hauteur de pluie ≥ 2,5 mm

Pour mieux mettre en perspective le choix des évènements simulés de type n°1 et n°2 avec les volumes de ruissellement qui auraient été générés sur 10 ans sur la zone de 200 m², leurs contributions respectives au volume total de pluie produit sont présentées sur la Figure 3.20. Sur cette période, 40% et 65% du volume total de ruissellement auraient été respectivement produits par des pluies de cumuls ≤ 5,6 mm et ≤ 10,8 mm. Ces résultats valident l'intérêt de simuler des évènements de type n°1, ces derniers étant, notamment pour l'évènement à 0,27 L/s (équivalent à une hauteur de pluie de 10,8 mm), les principaux contributeurs en eau de la noue dans la réalité. Ces évènements fréquents sont aussi ceux contribuant à la plus grande partie de la charge polluante annuelle (Tedoldi et al., 2017), d'où l'intérêt d'étudier les performances épuratoires des noues pilotes dans de telles conditions. Par ailleurs, la Figure 3.20 confirme la rareté d'évènements comme l'essai à 0,8 L/s, qui contribuent très peu au volume total de pluie sur 10 ans, en dépit des hauteurs de pluie générées très élevées.

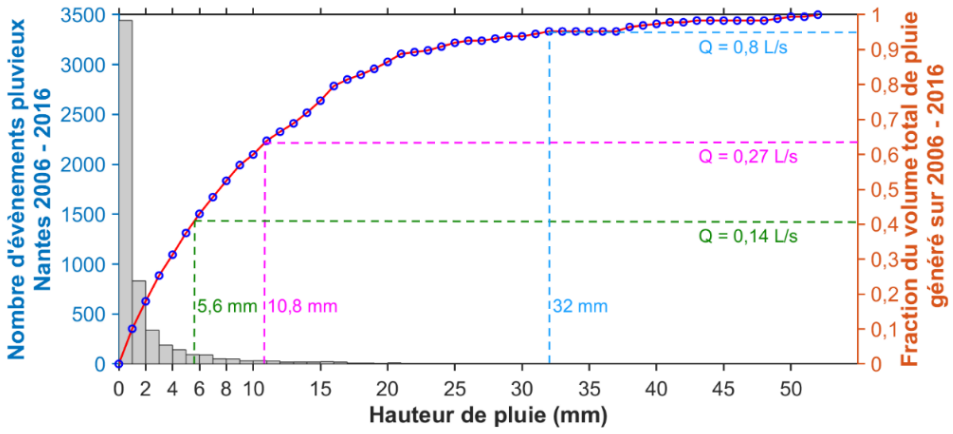


Figure 3.20. Représentativité des hauteurs de pluie des évènements simulés par rapport aux pluies enregistrées à Nantes sur la période 2006 – 2016

2.2.2. Choix de la modalité d'alimentation

Deux modalités d'alimentation ont été retenues pour les essais : une alimentation en tête de noue ou une alimentation latérale. L'objectif est d'étudier les performances des noues pilotes dans les deux configurations d'alimentation qui sont rencontrées sur le terrain : (i) une alimentation en eau localisée en tête d'ouvrage, par exemple provenant d'une buse, et (ii) une alimentation diffuse générée le long d'un talus, typique d'un ruissellement de bord de route (Tedoldi et al., 2017).

2.2.3. Evènements simulés pour étudier les performances hydrologiques des noues

Les caractéristiques des évènements simulés pour étudier les performances hydrologiques des noues sont présentées dans le Tableau 3.5. Une même condition est simulée à trois reprises en entrée de noue pour estimer la répétabilité des résultats engendrés. Les essais sont tous effectués en injectant de l'eau de toiture. Stockée dans un bassin de rétention situé sur la plateforme *Aquasim* (Figure 3.21), cette eau provient d'une portion de 2500 m² de toiture de la soufflerie climatique du CSTB (toiture en acier galvanisé). Il est à noter que les noues pilotes n'ayant pas été couvertes, des apports d'eau de pluie étaient susceptibles de se cumuler au volume d'eau injecté artificiellement. Néanmoins, ces apports étaient minimisés grâce à une programmation des essais sur le pilote basée sur des consultations régulières des prévisions météorologiques (conditions sèches privilégiées).

Tableau 3.5. Caractéristiques hydrauliques des évènements simulés en entrée de noue(s) pour caractériser ses performances hydrologiques

Type d'eau injectée	Noue standard	Noue de filtration
Eau de toiture	0,14 L/s (n = 6, alimentation en tête)	0,14 L/s (n = 6, alimentation en tête)
	0,27 L/s (n = 16, 9 x alimentation en tête et 7 x alimentation latérale)	0,27 L/s (n = 16, 9 x alimentation en tête et 7 x alimentation latérale)
	0,8 L/s (n = 9, 6 x alimentation en tête et 3 x alimentation latérale)	
	0,225 L/s (n = 3, alimentation en tête)	0,225 L/s (n = 3, alimentation en tête)



Figure 3.21. Bassin de rétention des eaux de toiture utilisées pour alimenter les noues pilotes (juillet 2018)

2.2.4. Evènements simulés pour étudier les performances épuratoires des noues

L'objectif de la thèse est d'étudier les performances épuratoires des noues vis-à-vis des ETMs, des HAPs et du glyphosate, en distinguant les phases dissoute et particulaire ou totale. Pour cela, trois types d'eau distinctes ont été utilisées : (i) des eaux de toiture (notées RR pour *roof runoff*), (ii) des eaux de toiture dopées avec des micropolluants organiques (HAPs et glyphosate, eaux notées RRM pour *roof runoff with micropollutants*) et (iii) des eaux de toiture dopées avec des micropolluants organiques et des sédiments (notées RRMS pour *roof runoff with micropollutants and sediment*). En effet, les très faibles teneurs en MES (quelques mg/L), en HAPs (congénères souvent < LQ) et en glyphosate (< LQ) dans les eaux de toiture du CSTB nous ont conduits à préparer les solutions RRM et RRMS. Ces dernières ont servi à (i) l'évaluation des capacités de traitement par les noues des micropolluants organiques sélectionnés et (ii) à vérifier les bonnes capacités d'abattement de la pollution particulaire par les noues. Le pyrène et le phénanthrène ont été les deux congénères retenus pour étudier le comportement des HAPs au sein des noues. Ce choix se justifie par la prévalence de ces deux composés dans la distribution type des HAPs d'une eau de ruissellement provenant d'un milieu urbain (Ingvertsen et al., 2011). Le glyphosate a été retenu d'une part pour sa très grande utilisation dans le monde en tant qu'herbicide (Vereecken, 2005) et d'autre part pour sa présence majoritaire dans la phase dissoute des eaux de ruissellement (Gasperi et al., 2014), caractéristique facilement reproduite par le biais d'un dopage d'eau avec des produits chimiques. Les concentrations ciblées en micropolluants organiques et en MES sont basées sur des teneurs moyennes à élevées de ces composés qui ont déjà été caractérisées dans des études abordant la qualité des eaux pluviales en milieu urbain :

- 3,6 µg/L pour le pyrène et le phénanthrène, permettant d'atteindre la concentration de 7 µg/L pour la somme des 16 HAPs classés prioritaires par l'US-EPA (DiBlasi et al., 2009; Flanagan et al., 2018; Leroy et al., 2016)
- 6 µg/L pour le glyphosate (Tang et al., 2015)
- 240 mg/L pour les MES (Flanagan et al., 2018; Kayhanian et al., 2012; Leroy et al., 2016)

En termes de mode opératoire, les HAPs et le glyphosate ont été ajoutés sous forme dissoute dans les eaux de toiture, par préparation de solutions mères en laboratoire (Tableau 3.6). Les MES ont été ajoutées par injection continue d'une solution très concentrée en sédiment dans les eaux de toiture au cours de l'essai (Tableau 3.6).

Tableau 3.6. Détails concernant la préparation des solutions de dopage des eaux de toiture

Solution mère	Substances de dopage	Solvant – matériau en contact avec la solution	Produits chimiques utilisés pour préparer les solutions mères *Mode opératoire*
Solution sédiment	MES	Eau de toiture – Polyéthylène	Sédiment sec et tamisé à 2 mm provenant d'un puisard d'eau de voirie *160 L eau de toiture + 561 g de sédiment*
Solution HAPs	Pyrène Phénanthrene	Méthanol[a] – verre	'Pyrene for synthesis', 97%, Merck, Germany 'Phenanthrene for synthesis', 97%, Merck, Germany *20 mg dissout dans 100 mL de méthanol*
Solution pesticide	Glyphosate	Eau ultra pure – verre	ROUNDUP® 3PLUS, 170 g/L de glyphosate acide, Monsanto, Belgium *100 µL de ROUNDUP® dissout dans 500 mL d'eau ultra pure*

[a]'Methanol for analysis', EMSURE® ACS, ISO, Reag. Ph Eur

En outre, les évènements ayant conduit à une caractérisation des performances épuratoires se différencient par leur débit d'alimentation et leur modalité d'injection (Tableau 3.7). Le débit à 0,27 L/s a notamment été privilégié par rapport à ceux à 0,14 L/s et à 0,8 L/s en raison de sa capacité à être représentatif d'un évènement fréquent au cumul de pluie modéré, contribuant en grande partie à la charge polluante annuelle de ce type d'ouvrage. Il est à noter que l'eau RRMS n'a pas été injectée latéralement dans les noues, pour des raisons de faisabilité technique (décantation des MES dans la conduite). Chaque condition testée a été réalisée à trois reprises, pour des raisons similaires à celles des essais de caractérisation des performances hydrologiques. Comme pour les essais de caractérisation des performances hydrologiques, des apports d'eau de pluie étaient susceptibles de se cumuler au volume d'eau injecté artificiellement lors des essais de caractérisation des performances épuratoires.

Tableau 3.7. Caractéristiques des évènements simulés pour étudier les performances épuratoires des noues

Qualité d'eau injectée	Noue standard	Noue de filtration
Eau de toiture ***RR***	0,14 L/s (n = 3, alimentation en tête) 0,27 L/s (n = 6, 3 x alimentation en tête et 3 x alimentation latérale) 0,8 L/s (n = 3, alimentation en tête)	0,14 L/s (n = 3, alimentation en tête) 0,27 L/s (n = 6, 3 x alimentation en tête et 3 x alimentation latérale)
Eau de toiture + micropolluants organiques ***RRM***	0,27 L/s (n = 6, 3 x alimentation en tête et 3 x alimentation latérale)	0,27 L/s (n = 6, 3 x alimentation en tête et 3 x alimentation latérale)
Eau de toiture + micropolluants organiques + sédiments ***RRMS***	0,27 L/s (n = 2[a], alimentation en tête)	0,27 L/s (n = 3, alimentation en tête)

[a]Résultats du troisième essai non conservés en raison d'un problème technique

3. Simulateur de ruissellement

Un simulateur de ruissellement a été spécifiquement conçu pour reproduire l'ensemble des évènements d'alimentation des noues définis précédemment (Figure 3.22).

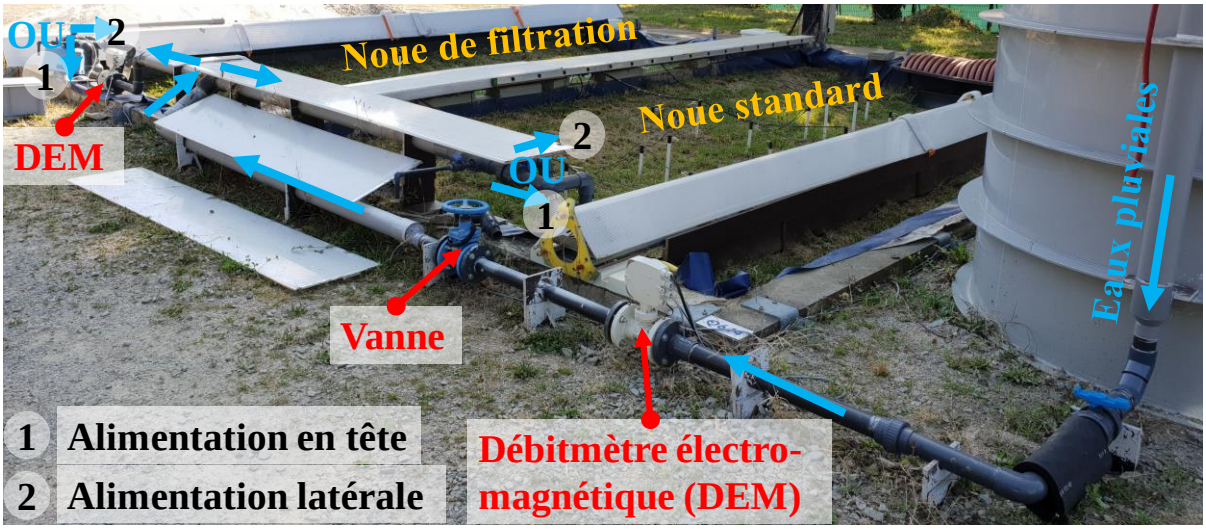


Figure 3.22. Simulateur de ruissellement installé sur le pilote

Il est principalement constitué d'éléments en PVC : une cuve d'alimentation et un réseau de canalisations (principalement en diamètre 63 mm) acheminant l'eau, suivant la modalité d'alimentation choisi, en entrée d'ouvrage. Le système a été pensé pour pouvoir alimenter au choix les noues une par une ou de façon simultanée ; le simulateur de ruissellement permettait donc d'envisager des comparaisons entre les performances épuratoires des deux noues sur la base de conditions d'alimentation initiales identiques. La cuve d'alimentation du pilote est caractérisée par un volume d'environ 7 m^3. Elle a été équipée d'un déviateur de flux sur son réseau de sortie pour maintenir une hauteur d'eau constante (pression) dans la canalisation principale du simulateur de ruissellement (Figure 3.23 a et Figure 3.23 b). La pression de 0,25 bar ainsi créée favorise la circulation du flux d'eau au sein du simulateur de ruissellement. Additionnellement, ce déviateur de flux assure un retour permanent dans la cuve d'une partie du flux injecté dans le réseau par la pompe de relevage du simulateur (AP 50B, Grundfos) (Figure 3.23 c). Ce retour favorise le mélange des eaux de la cuve, réalisé en parallèle grâce au fonctionnement en continu de deux pompes de brassage (AP 35B, Grundfos) (Figure 3.23 c et Figure 3.23 d). En effet, un mélange puissant des eaux est indispensable pour homogénéiser en continu la qualité des eaux lors des essais avec eau dopée.

Pendant un test, le débit pouvait être ajusté manuellement en permanence à l'aide d'une vanne guillotine, positionnée dans la canalisation principale du réseau d'alimentation (Figure 3.22). La justesse des réglages s'appuyait sur une lecture directe du débit sur l'écran du débitmètre électromagnétique (noté DEM, modèle Watermaster, diamètre nominal (DN) 50 mm, ABB) positionné en tête de réseau (mesure du débit en sortie de cuve). Deux branches secondaires du réseau, alimentant directement en eau chaque noue, sont reliées à la canalisation principale par un té de distribution (Figure 3.22). Chacune

des branches est dotée d'un jeu de vannes quart de tour pour d'une part ajuster le débit circulant dans chaque branche et d'autre part changer le sens d'alimentation en entrée de noue (en tête ou latéral) (Figure 3.22). L'ajustement additionnel de la répartition du débit entre les deux branches, souhaitée équitable, repose sur la lecture directe du débit sur l'écran d'un second DEM (même modèle que le premier), positionné en amont de la noue de filtration (mesure du débit d'eau entrant dans la noue de filtration) (Figure 3.22).

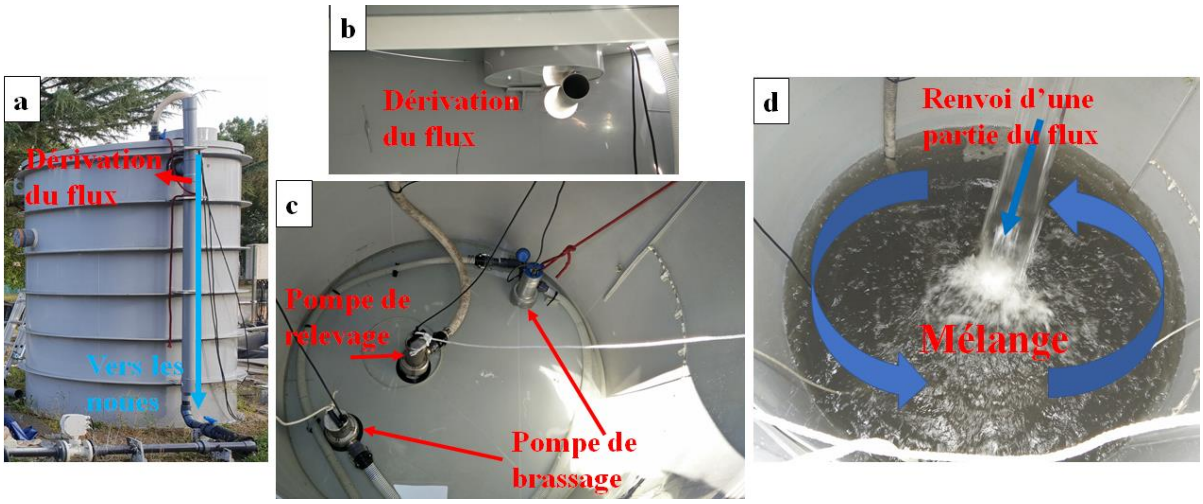


Figure 3.23. Caractéristiques de la cuve principale d'injection des eaux pluviales (volume ~ 7 m^3). a. Extérieur de la cuve et du dispositif de dérivation du flux d'eau. b. Dispositif de dérivation du flux d'eau depuis l'intérieur de la cuve. c. Pompes de relevage et de brassage des eaux (intérieur de la cuve). d. Intérieur de la cuve lors d'une simulation d'évènement sur le pilote (mélange des eaux en continu)

La création d'une nappe de ruissellement, alimentant en tête ou de façon latérale les noues, repose sur l'aspersion des eaux (sous forme de jets grâce à un tuyau en PVC perforé (Figure 3.24)) sur une coquille en PVC (Figure 3.25). Chaque alimentation en tête est constituée d'un tuyau en PVC perforé (diamètre 100 mm) maintenu par des colliers de fixation à une des parois du pilote (Figure 3.25 a). Chaque alimentation latérale est constituée d'un linéaire de conduites perforées qui est maintenu à l'horizontal, en surplomb d'un des deux talus de chaque noue, par le biais de colliers de fixation adhérant à un support rigide (support en contreplaqué marine fixé sur deux mâts treillis) (Figure 3.25 b). L'objectif de tels dispositifs était de produire des nappes de ruissellement de largeur uniforme sur 1 m (en tête) et environ 5,5 m (alimentation latérale) (Figure 3.27). L'uniformité était visée pour favoriser une répartition homogène du flux d'eau au sein des zones de traitement de la noue ciblées par chaque modalité d'alimentation : la partie centrale pour l'alimentation en tête et un ensemble {talus + partie centrale} pour l'alimentation latérale.



Figure 3.24. Tuyau perforé utilisé pour reconstituer une nappe de ruissellement en entrée de noue



Figure 3.25. Détails des deux modalités d'injection d'eau, en fonctionnement. a. Injection d'eau en tête de noue de filtration. b. Injection d'eau latérale dans une noue

La génération d'un flux uniformément réparti sur 5,5 m n'a pas été aisée sur le plan technique, notamment en raison du faible débit injecté en entrée de rampe latérale (0,27 L/s) qui ne produisait pas une hauteur d'eau suffisante sur les 6 m de canalisation. Pour augmenter la hauteur du fil d'eau au sein de la conduite, un linéaire de tuyaux perforés de plus faible diamètre (25 mm) a été encastré, trous orientés vers le haut, au sein du tuyau perforé de diamètre 63 mm (Figure 3.26). Pour améliorer la distribution du fil d'eau au sein de la conduite, une double alimentation a également été montée. Cette dernière comporte (i) un té de distribution en entrée de rampe, (ii) un tuyau d'arrosage reliant les deux extrémités de la rampe et (iii) des vannes quart de tour positionnées à chaque extrémité de la rampe pour ajuster les débits les alimentant (Figure 3.27).



Figure 3.26. Tuyau perforé (25 mm de diamètre) prévu pour être encastré dans le tuyau de 63 mm de diamètre

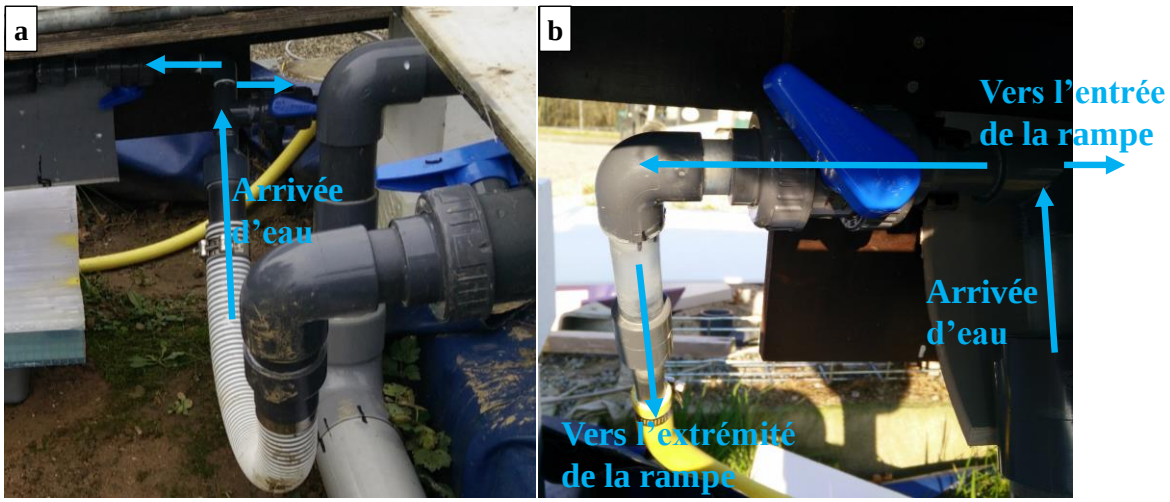


Figure 3.27. Dispositif de répartition du flux entrant entre les deux extrémités du tuyau d'alimentation latérale. a. Vue d'ensemble du dispositif de répartition du flux. b. Zoom sur une vanne de réglage de la répartition du flux

L'uniformité de la répartition du flux d'eau sur 5,5 m de long a été ensuite obtenue (i) par le bais de réglages successifs des ouvertures de vannes et du profil en long du linéaire de tuyaux (réglages de la planéité des trous (Figure 3.28) et de la hauteur des colliers supportant le tuyau PVC) et (ii) par l'obturation de certains trous de la conduite latérale de diamètre 63 mm (utilisation de vis). Ces réglages se sont appuyés sur les résultats de cartographie de la distribution latérale du flux d'eau, obtenus par pesée des contenus de 18 à 20 bacs alignés sous la rampe (alimentée à 0,27 L/s ou à 0,8 L/s) (Figure 3.29).

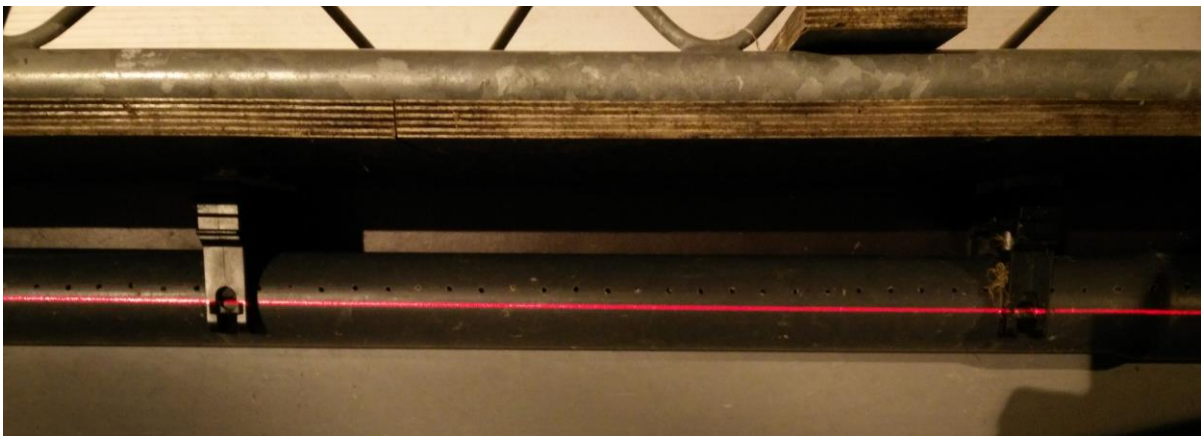


Figure 3.28. Photographie du réglage de la planéité des trous d'une rampe latérale à l'aide d'un laser

Les résultats des cartographies obtenues suite aux réglages définitifs des rampes pour les débits 0,27 L/s (rampes de la noue de filtration et de la noue standard) (Figure 3.30) et 0,8 L/s (rampe de la noue standard) (Figure 3.31) attestent d'écarts entre les sommes des contenus de deux bacs successifs (volume de deux bacs considéré pour lisser les différences sur 50 cm) inférieurs à 25 % voire à 10% sur les 5 m de canalisation, signe d'une uniformité de la répartition du flux d'eau acceptable. En revanche, des tests réalisés à 0,14 L/s n'ont pas permis d'obtenir une répartition uniforme du flux d'eau, écartant la possibilité d'alimenter les noues latéralement à 0,14 L/s.



Figure 3.29. Réalisation d'une cartographie de la répartition du flux d'eau sur 5,5 m. a. Couverture des bacs avant d'atteindre un régime hydraulique permanent dans la canalisation. b. Remplissage des bacs avant pesée

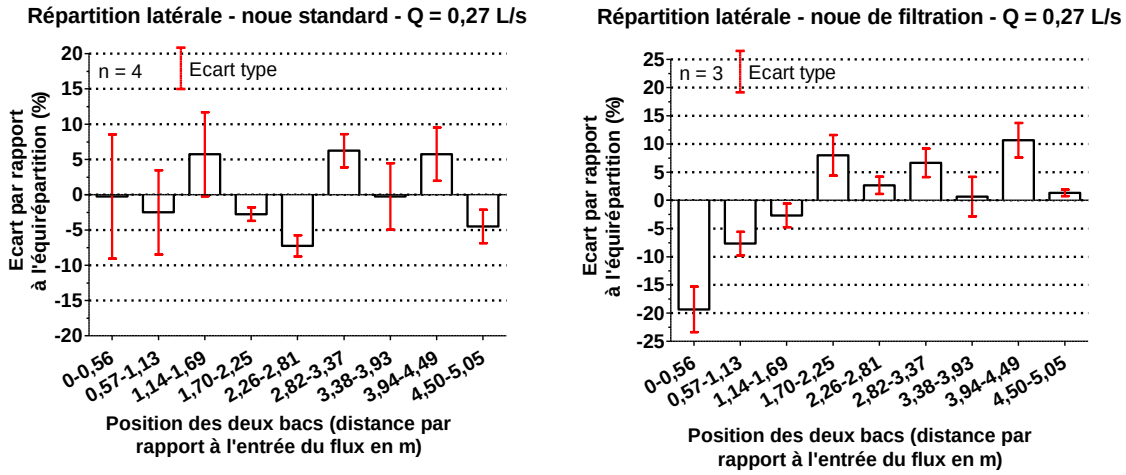


Figure 3.30. Caractérisation de l'uniformité de la répartition de l'eau lors d'une injection latérale (0,27 L/s)

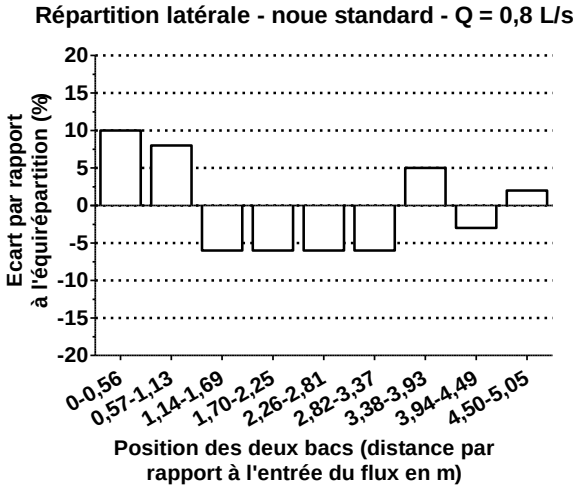


Figure 3.31. Caractérisation de l'uniformité de la répartition de l'eau lors d'une injection latérale (0,8 L/s)

En raison de tests préliminaires non concluants d'injection d'eau dopée en sédiments préparée dans la cuve de 7 m^3, les MES sédimentant dans la canalisation principale du simulateur, un dispositif annexe a été spécialement conçu. Ce dispositif comprend une cuve en polyéthylène de 200 L, une perceuse dotée d'une mise en marche continue et reliée à un malaxeur, et une pompe péristaltique (débit continu de 69 L/h vérifié en laboratoire) connectée au fond de la cuve via un raccord fileté (Figure 3.32 b). Lors d'un essai avec des eaux RRMS, les eaux chargées en MES préparées dans la cuve de 200 L étaient injectées en continu par la pompe péristaltique dans la canalisation située directement en amont de l'entrée en tête de noue. Elles venaient se mélanger au flux d'eau dopée avec des micropolluants organiques en provenance de la cuve de 7 m^3. Il est à noter que le tuyau perforé en tête de noue n'a pas été conservé sur ce type d'essai, en raison de l'obstruction des trous par les particules. Pour une raison similaire, les essais avec les eaux RRMS n'ont pas pu être réalisés avec les rampes latérales.

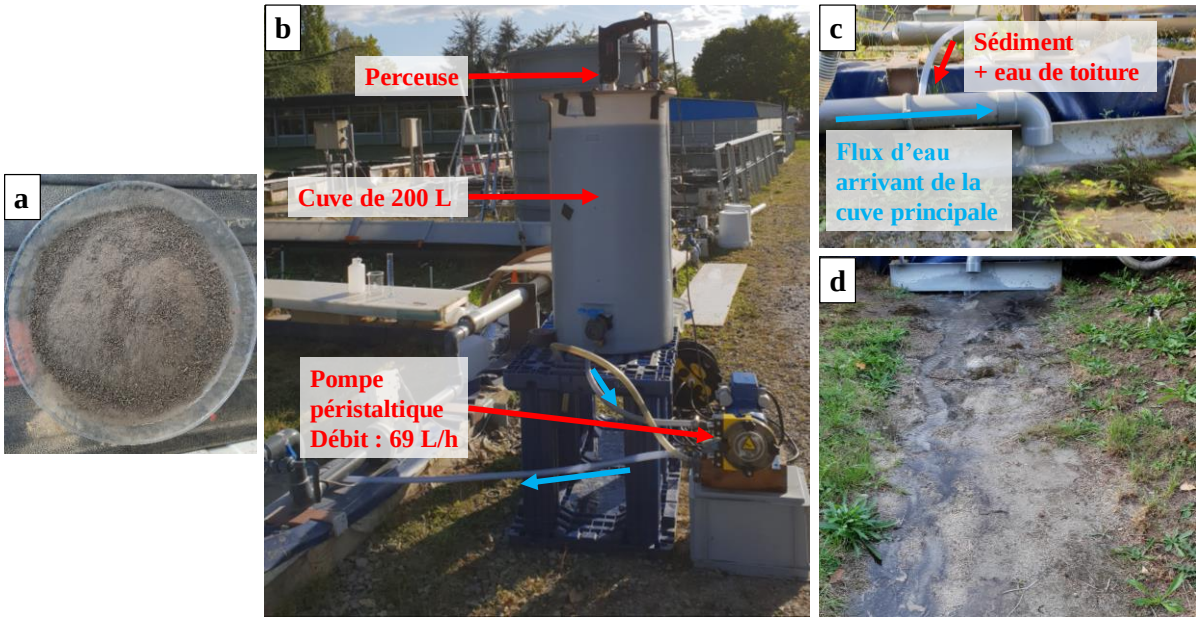


Figure 3.32. Détails d'un essai avec eaux dopées en MES. a. Sédiments injectés dans la cuve. b. Dispositif de dopage des eaux en MES. c. Zone de mélange des flux provenant des 2 cuves. d. Injection d'eau dopée en MES dans la noue de filtration

4. Instrumentation et dispositif de collecte d'échantillons d'eau du pilote

Pour caractériser les performances hydrologiques et épuratoires des noues, le dispositif pilote a été doté d'une instrumentation comportant plusieurs capteurs positionnés au niveau du simulateur de ruissellement, au sein du sol des noues, au niveau des sorties de surface (en aval du caniveau dans la galerie de mesure) et de subsurface (en aval des drains dans la galerie de mesure) de la noue standard et au niveau de la sortie de subsurface de la noue de filtration (en aval des drains dans la galerie de mesure). Il est à noter que la sortie de surface de la noue de filtration n'a pas été équipée d'instruments de mesure en raison de l'absence d'écoulement au niveau de cette sortie (l'eau injectée s'infiltre en totalité dans

cette noue pour toutes les configurations expérimentales testées). Les instruments de mesure et de collecte des eaux rattachés au pilote, pour l'essentiel connecté à une centrale d'acquisition de données (CR3000, Campbell Scientific), sont les suivants (Figure 3.33) :

- Deux débitmètres électromagnétiques (DN 50) au sein du simulateur de ruissellement (voir précédemment), un débitmètre électromagnétique en aval du caniveau de la noue standard, un débitmètre électromagnétique en aval des drains de la noue standard et un débitmètre électromagnétique en aval des drains de la noue de filtration (modèle WaterMaster, DN 25, ABB) (Figure 3.34 a). Ces appareils permettent de mesurer les débits et les volumes de passage avec une incertitude inférieure à 5% dans leurs plages de mesure respectives (données constructeur). Les gammes théoriques de débits mesurées sont [0,044 ; 21,9]L/s pour le DEM en DN 50 et [0,013 ; 5,5]L/s pour le DEM en DN 25. Ces gammes sont valables dans des conditions d'injection de fluide sous pression, ce qui n'est pas ou peu le cas sur le pilote. En effet, la colonne d'eau de 2,5 m s'exerçant sur le simulateur de ruissellement en sortie de cuve permettait, couplée à l'injection de l'eau par la pompe de relevage, d'alimenter le simulateur à des débits nettement supérieurs (> 5 L/s) à celui de l'évènement simulé le plus intense (0,8 L/s). En revanche, l'écoulement était de type gravitaire en sortie d'ouvrage, conditionnant le débit maximal mesurable par le DEM à la hauteur d'eau le séparant de la sortie dont il assurait la mesure de débit. Dès lors, la gamme de mesure du DEM en sortie de caniveau a été revue à [0,013 L/s ; 0,7 L/s] et celle des DEM en sortie de drains à [0,013 L/s ; 0,3 L/s]. Sur le plan fonctionnel, les mesures des DEM servaient à caractériser les réponses hydrauliques des noues (évolution du débit en fonction du temps) et à calculer à la fois des bilans volumiques et des bilans de masse (flux de polluants entrant et sortant des noues).

- Trois systèmes à augets basculeurs (un par sortie de noue instrumentée, modèle 3039, Précis Mécanique) permettant de mesurer des débits dans la gamme [0 ; 0,028]L/s avec une précision de 5% après calibration. La calibration de chaque système à augets (volume d'un auget = 20 mL) a été réalisée à plusieurs reprises au cours de l'étude (novembre 2017, janvier 2018 et mars 2018) en versant un volume de 500 mL d'eau. Le bon fonctionnement des augets a été validé lorsque le nombre de basculements se situe dans l'intervalle [24 ; 26], assurant une précision de mesure de l'appareil de l'ordre de 5%. Sur le pilote, ces systèmes ont été positionnés en aval des DEM (Figure 3.34 c) et étaient prévus pour prendre leur relais lors des phases où les réponses hydrauliques des noues étaient caractérisées par des faibles débits (≤ 0,028 L/s). En effet, le couplage des mesures de débit des systèmes à augets basculeurs avec celles des DEM permettait de disposer d'une gamme de mesure étendue entre 0 et 0,3 L/s (sortie de drains) ou entre 0 et 0,7 L/s (sortie de surface). Par ailleurs, un système de réduction des débits, constitué d'une rondelle en PVC, est positionné en amont de chaque système à augets pour limiter les flux d'eau les alimentant (les mesures n'étant pas conservées pour les débits > 0,028 L/s) (Figure 3.34 b). Cet élément a pour

but de préserver la mécanique des augets, indispensable pour conserver une mesure précise dans le temps. Comme pour les DEM, les mesures des systèmes à augets basculeurs servent à caractériser les réponses hydrauliques des noues et à calculer à la fois des bilans volumiques et des bilans de masse.

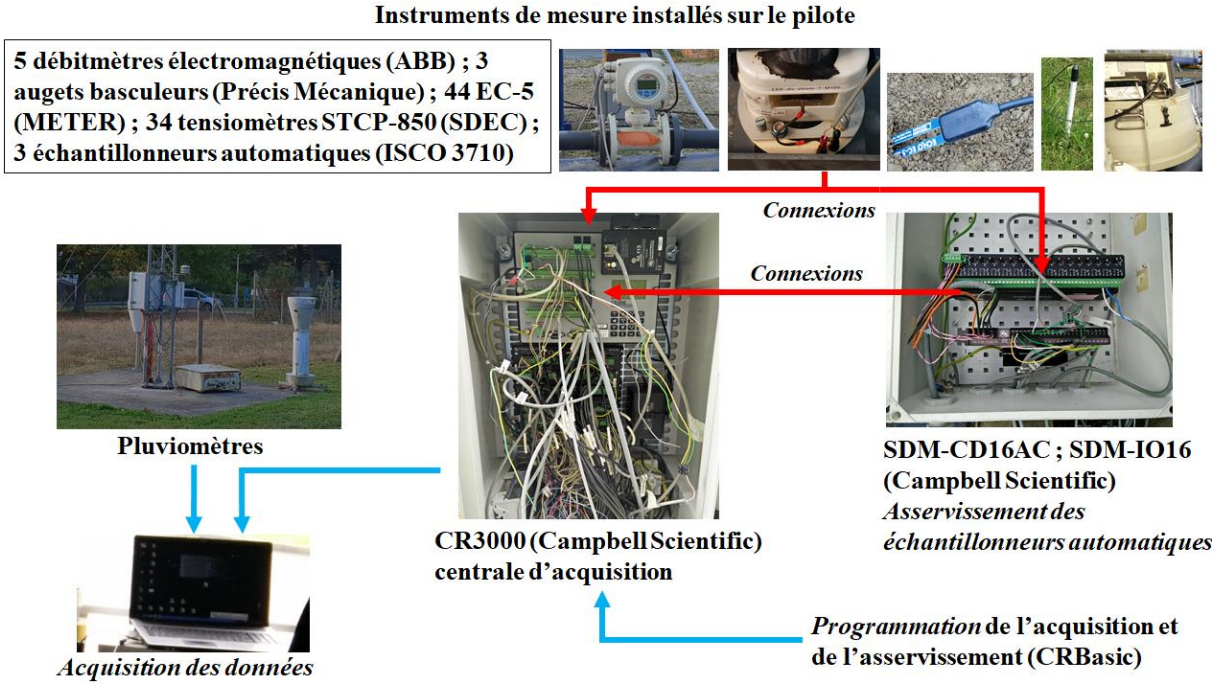


Figure 3.33. Instrumentation du pilote

- Trois échantillonneurs automatiques d'eau (un par sortie de noue instrumentée, modèle 3710, ISCO), programmés pour prélever des échantillons composites en fonction d'un volume de passage (asservissement au débit). La collecte de tels échantillons, représentatifs de l'ensemble des rejets liés au traitement de l'évènement par la noue, permettait de caractériser les EMC des polluants étudiés et d'estimer leurs flux évènementiels. Pour cela, les échantillonneurs sont reliés à un boîtier relais (SDM-CD16AC, Campbell Scientific) (Figure 3.33), pilotant le déclenchement des prélèvements à partir des instructions envoyées par la centrale CR3000, sur la base des mesures de débits traités en direct par un programme d'acquisition en langage CRBasic. Les intructions de prélèvement variaient suivant le type d'essai simulé en entrée de noue et étaient basées sur les réponses hydrauliques obtenues lors des essais de caractérisation des performances hydrologiques des noues. Les préleveurs sont aussi reliés à la centrale d'acquisition pour enregistrer les instants des échantillonnages, par le biais de leur sortie 12 V (signal transformé en 4 V à l'aide d'un pont diviseur de tension, la centrale CR3000 ne mesurant que des tensions $\leq$ 5 V). Concernant le déroulement d'un prélèvement, il consistait en un pompage par la pompe péristaltique du préleveur d'un volume d'eau de 500 mL dans un bac de collecte PVC spécifiquement conçu sur le modèle de Garnier et al. (2016) (Figure 3.34 c). Le contenu de ce bac était renouvelé en permance de par son profil, et agité en continu pour limiter la sédimentation des particules (Figure 3.34 c).

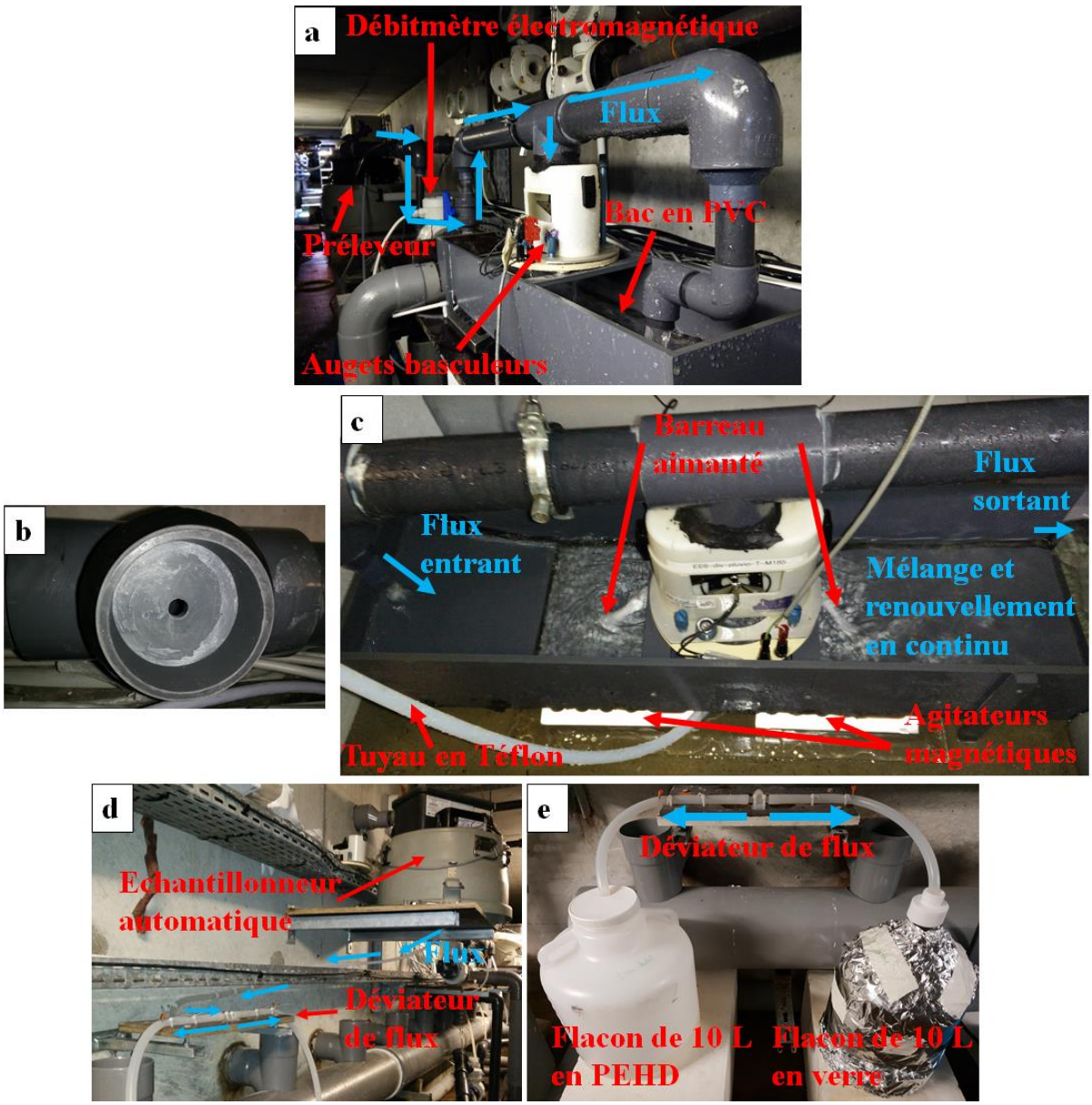


Figure 3.34. Caractéristiques du dispositif de mesure des débits/volumes sortant d'une noue (un dispositif par sortie instrumentée) et du système associé de pélèvement automatisé des eaux. a. Vue d'ensemble du système. b. Ouverture circulaire de 8,5 mm de diamètre pour réguler le flux d'eau entrant dans le système à augets basculeurs. c. Bac de collecte des eaux en fonctionnement. d. Echantillonneur automatique relié en amont à un bac de collecte et en aval à un déviateur de flux. e. Déviateur de flux répartissant équitablement chaque prélèvement dans deux flacons de 10 L

Chaque prélèvement était ensuite équitablement réparti entre un flacon de 10 L en PEHD (polyéthylène haute densité) et un flacon de 10 L en verre, par le bais d'un déviateur de flux (Figure 3.34 d et Figure 3.34 e). Ce double flaconnage était requis pour estimer les EMCs des ETMs et du glyphosate (flacon en PEHD) et celles des HAPs (flacon en verre). Au total, chaque échantillonneur était programmé pour réaliser jusqu'à 40 prélèvements de ce type par évènement. Il est à noter que les entrées des noues n'étaient pas équipées de préleveurs. Les prélèvements s'effectuaient manuellement en fonction du temps (toutes les 12 min), soit directement dans la

cuve à l'aide d'une canne de prélèvement (essais avec eaux RR et RRM), soit à l'entrée de chaque noue (essais avec eaux RRMS).

- 44 sondes capacitives de teneur en eau volumique (modèle EC-5, METER). Chaque noue dispose de 22 EC-5 réparties majoritairement par profil verticaux de 4 sondes (Figure 3.35). Les profils ont principalement été positionnés dans la partie centrale de chaque noue, cette dernière étant une zone de concentration des écoulements et donc présentant potentiellement les plus grandes variations de teneur en eau. Un profil vertical de sondes par talus et deux sondes EC-5 supplémentaires dans le talus directement alimenté par la rampe latérale ont été introduits pour détecter les éventuelles variations de teneur en eau dans les talus.

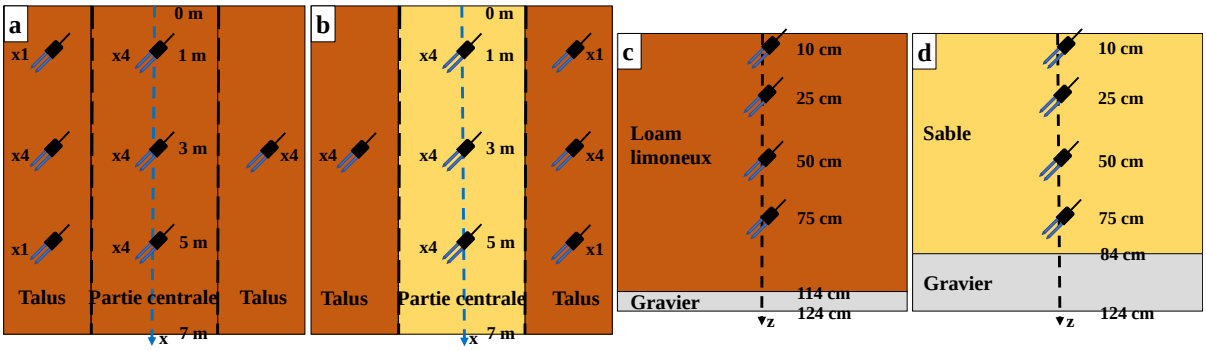


Figure 3.35. Emplacements des sondes de teneur en eau EC-5. a. Positions dans la noue standard (profil en long). b. Positions dans la noue de filtration (profil en long). c. Positions dans la partie centrale de la noue standard (profil en travers). d. Positions dans la partie centrale de la noue de filtration (profil en travers). Les EC-5 dans les talus sont enfouies aux mêmes profondeurs que dans la partie centrale, exceptés les profils verticaux à une sonde (enfouie à 25 cm de profondeur)

Toutes les sondes ont été introduites lors du montage par couche du sol des noues pilotes, avec un angle de 45° par rapport au fond de la noue pour limiter l'accumulation d'eau à la surface de leur tête (dans le cas de faibles flux) (Rujner et al., 2016). De même, les câbles les reliant à la centrale d'acquisition ont été positionnés dans des plans horizontaux pour limiter les risques d'écoulements préférentiels. Chaque sonde délivre une mesure de teneur en eau volumique après transformation du signal de sortie (en mV) par une formule mathématique (formule fournie par le constructeur ou formule obtenue après étalonnage en laboratoire). Dans cette étude, nous avons retenu la formule donnée par le constructeur pour traiter les données brutes. En effet, les résultats des étalonnages de 8 EC-5 réalisés dans des cylindres remplis de sable n'ont pas mis en évidence de différences contrastées avec l'étalonnage préconisé par le constructeur, en prenant en compte un IC95 de ± 0,03 $cm^3.cm^{-3}$ (Figure 3.36). Sur le plan de la mesure, les EC-5 sont caractérisées par un faible volume de mesure, environ 0,2 L, par une résolution de 0,01 $cm^3.cm^{-3}$ et par une incertitude de mesure de ± 0,03 $cm^3.cm^{-3}$.

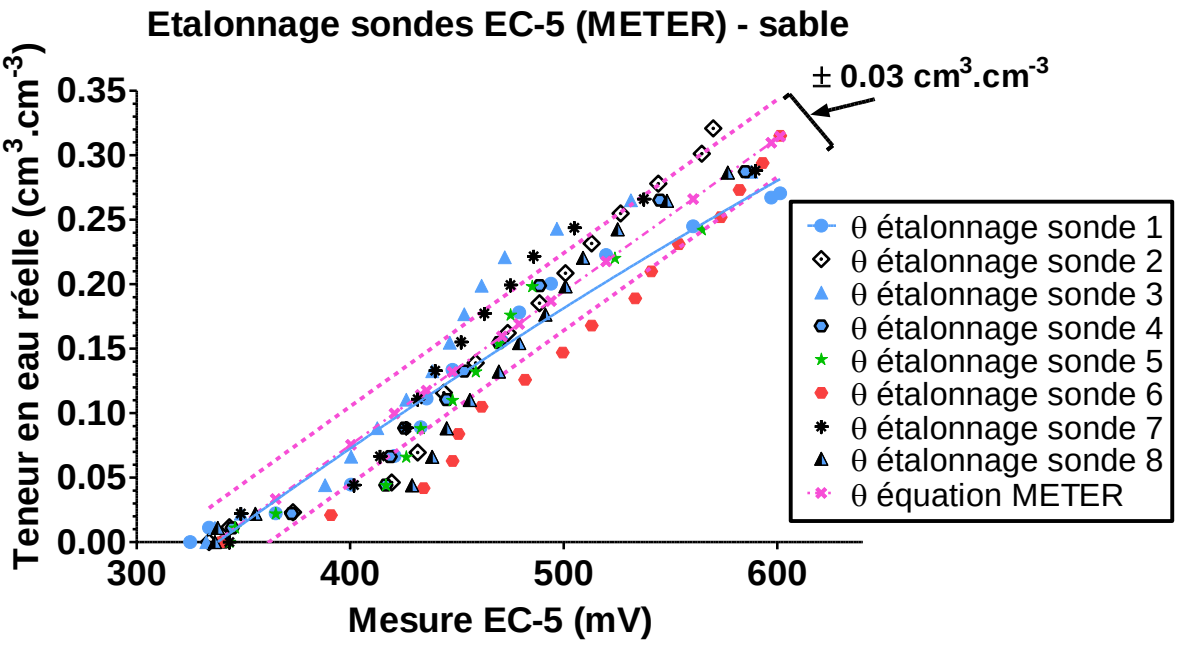


Figure 3.36. Résultats des courbes d'étalonnage de 8 sondes EC-5 et comparaison avec la droite d'étalonnage donnée par le constructeur (incertitude de ± 0,03 $cm^3.cm^{-3}$)

- 34 tensiomètres (modèle STCP-850, SDEC). Chaque noue dispose de 17 tensiomètres, répartis principalement par profils verticaux dans le plan longitudinal et horizontaux dans le plan vertical (3 STCP-850 par profil, à 25 cm, 50 cm et 75 cm de profondeur), 20 cm en aval des profils d'EC-5. Ces instruments, permettant de mesurer une succion (un potentiel matriciel), sont composés d'une canne tensiométrique incluant un réseau de capillaires et un capteur de pression, reliée à une bougie poreuse. Ils ont été mis en eau avant leur introduction dans le sol, par immersion complète de la bougie poreuse dans de l'eau pendant 12 h puis par remplissage/mise en dépression pour extraire les bulles d'air contenues dans la bougie et le réseau de capillaires/remplissage avec de l'eau dégazée. Cependant, les données acquises par ces instuments n'étant pas satisfaisantes – mauvais contact hydraulique entre le sable (sol trop grossier) et la bougie poreuse d'une part, et écoulement préférentiel probable le long des cannes tensiométriques (mise en pression très rapide de tous les tensiomètres lors d'un essai, signe d'une arrivée d'eau) positionnées dans le loam limoneux d'autre part – elles n'ont pas été exploitées dans la suite de ce travail.

- Une station météorologique située à proximité du pilote (à moins de 200 m), comprenant notamment deux pluviomètres (un à auget basculeur et un hydrostatique) (Figure 3.33). Elle permet d'estimer les volumes d'eau apportés par les pluies sur le pilote, ce dernier n'étant pas couvert.

Par ailleurs, les caractéristiques des pas de temps d'acquisition et des procédures de post-traitement pour déclencher les préleveurs et obtenir les débits, volumes et teneurs en eau sont détaillées dans le Tableau 3.8.

Tableau 3.8. Caractéristiques de l'instrumentation du pilote et détails sur la procédure de post-traitement

Paramètres	Technologie	ΔP[a]	Post-traitement
Pluie	Pluviomètres	10 min et 30 s	Voir Flori (2016)
Débit entrée REF (Q_{e3})	DEM (4-20 mA)	10 s	$Q_{e3} = Q_{e1}$[b] $- Q_{e2}$ Q moyenné sur 1 et 5 min
Débit entrée FILT (Q_{e2})	DEM (4-20 mA)	10 s	Q_{e2} moyenné sur 1 et 5 min
Débits de fuite REF et FILT (Q_f)	DEM (4-20 mA) Augets (contact sec)	10 s	A_x[b] $\leq$ 0,028 L/s : $Q_f = Q_{augets}$ A_x[b] > 0,028 L/s : $Q_f = Q_{DEM}$[c]
Volume entrée REF (V_{e3})	DEM (0-5 V)	10 s	$V_{e3} = V_{e1}$[d] $- V_{e2}$
Volume entrée FILT (V_{e2})	DEM (0-5 V)	10 s	V_{e2}
Volume sorties REF et FILT (V_{fdrain}, $V_{fsurface}$)	DEM (0-5 V) Augets (contact sec)	10 s	A_x[b] $\leq$ 0,28 L/10s : $V_f = V_{augets}$[e] A_x[b] > 0,28 L/10s : $V_f = V_{DEM}$[f] $V_{fdrain} = V_{augets} + V_{DEM}$ $V_{fsurface} = V_{augets} + V_{DEM}$
Teneur en eau volumique θ_v	Mesure de la permittivité diélectrique	1 min	Formule constructeur (polynôme de degré 1)
Volume de déclenchement de la collecte (V_p)	Asservissement au volume de passage (V_i)	en direct	Q_{DEM}[c] $\leq$ 0,026 L/s : $V_i = V_{augets}$[e] Q_{DEM}[c] > 0,026 L/s : $V_i = V_{DEM}$[f]

[a] pas de temps d'acquisition ; [b] débit mesuré par le débitmètre positionné en sortie de cuve ; [c] débit mesuré par un système à augets basculeurs ; [d] débit mesuré par un DEM ; [e] volume d'eau mesuré par le DEM en sortie de cuve ; [f] volume d'eau mesuré par un système à augets basculeurs ; [g] volume d'eau mesuré par un DEM

5. **Modes opératoires et procédures d'analyse de la qualité des eaux**

Les conditions initiales requises pour simuler un évènement de ruissellement en entrée de noue(s) et le déroulement d'un essai sont détaillés dans les deux chapitres suivants. Seules les procédures suivies pour analyser les paramètres des eaux entrant/sortant du pilote sont détaillées dans cette partie.

Concernant les essais de caractérisation des performances hydrologiques des noues, quelques suivis ponctuels de la conductivité et du pH, par prélèvement manuel d'eau en entrée/sortie de noues, ont été réalisés (Tableau 3.9). L'objectif de ces essais était de collecter des informations sur le temps de séjour des eaux au sein des noues, sur la base d'un fort contraste entre la conductivité des eaux injectées (~ 20 à 30 µS/cm) et celle des eaux en sortie de drains avant le départ de l'essai (eau drainée > 400 µS/cm). Les méthodes de mesure de la conductivité et du pH sont détaillées dans le Tableau 3.10.

Tableau 3.9. Nombre de suivi (en **gras***) de la conductivité ou du pH en entrée/sortie(s) de noue pendant un essai de caractérisation des performances hydrologiques des noues*

Noue	Conductivité électrique	pH
Noue standard	**3** (0,14 L/s) ; **1** (0,27 L/s en tête) et **3** (0,27 L/s latéral) ; **2** (0,8 L/s en tête) et **3** (0,8 L/s latéral) ; **3** (0,225 L/s)	**1** (0,27 L/s en tête) ; **1** (0,8 L/s latéral) ; **1** (0,225 L/s)
Noue de filtration	**3** (0,14 L/s) ; **1** (0,27 L/s en tête) et **3** (0,27 L/s latéral) ; **3** (0,225 L/s)	**1** (0,27 L/s en tête) ; **1** (0,225 L/s)

Tableau 3.10. Méthodes analytiques concernant les échantillons d'eau collectés sur le pilote

Analyse	Laboratoire	Mode opératoire	Limite de quantification (LQ)
pH, conductivité électrique	CSTB	Mesure avec sondes terrain préalablement étalonnées (WTW ProfiLine Multi 3320,Weilheim, Germany)	
MES	IFSTTAR	Norme : NF EN 872	2 mg/L
Granulométrie	IFSTTAR	Préparation : prise d'essai de 500 mL, agitation de la solution dans la cuve du granulomètre à 2500 t/min, 60 s d'ultrasons à 20% en mode manuel avant la mesure (logiciel Malvern) Analyse : Mastersizer 3000	
ETMs	IFSTTAR	Filtration : 0,45 µm (acétate de cellulose) Extraction : acidification à 1% acide nitrique HNO_3 (dissous), attaque totale par acide fluoridrique (HF) et acide perchlorique ($HClO_4$), évaporation et reprise du résidu avec HNO_3 (particulaire) Analyse : ICP OES et ICP-MS/MS Normes : NF EN ISO 11885 (ICP OES), NF EN ISO 17294 (ICP-MS)	As (0,05 µg/L), Ba (0,005 mg/L), Cd (0,02 µg/L), Co (0,05 µg/L), Cr (0,5 µg/L), Cu (0,1 µg/L), Mo (0,05 µg/L), Ni (0,5 µg/L), Pb (0,1 µg/L), Sr (0,1 µg/L), V (0,05 µg/L), Zn (2 µg/L)
HAPs/PCBs	INOVALYS	Filtration : 0,45 µm (dissous) Extraction : Liquide-liquide Analyse : GC-MS/MS Norme : méthode interne Inovalys	• Acénaphtène, acénaphtylène, anthracène, benzo (a)anthracène, benzo (3,4)(a)pyrène, benzo (j)fluoranthène, benzo (3,4)(b)fluoranthène, benzo (11,12)(k)fluoranthène, chrysène, fluoranthène, fluorène, pyrène (0,001 µg/L) • benzo (1,12)(ghi)pérylène, dibenzo (ah)anthracène, indéno (1,2,3-cd)pyrène, méthyl (2)fluoranthène, méthyl (2)naphtalène, phénanthrène (0,005 µg/L) • naphtalène (0,02 µg/L) • PCB n°28, PCB n°52, PCB n°101, PCB n°118, PCB n°138, PCB n°153, PCB n°180 (0,001 µg/L) • PCB n°194 (0,005 µg/L)
Glyphosate et AMPA	INOVALYS	Filtration : 0,45 µm (dissous) Ajout de 2 étalons internes marqués lors de la préparation Extraction : dérivation fluorénylméthoxycarbonyle (FMOC) Analyse : HPLC-MS/MS Norme : méthode interne Inovalys	0,03 µg/L

Concernant les essais de caractérisation des performances épuratoires, les paramètres analysés dans les eaux collectées diffèraient suivant le type d'essai simulé (Tableau 3.11). Les micropolluants

organiques ont été très peu caractérisés dans les essais avec eau RR en raison de leurs très faibles teneurs (souvent < LQ). Les procédures d'analyse de ces paramètres sont détaillées dans le Tableau 3.10.

Tableau 3.11. Paramètres analysés suivant le type d'essai simulé (oui = tous les essais, non = aucun essai)

Paramètre	Essai avec eau RR	Essai avec eau RRM	Essai avec eau RRMS
pH, conductivité	Oui	Oui	Oui
MES	Oui	Oui	Oui
Granulométrie	Non	Non	Oui
ETMs	Oui	Oui	Oui
HAPs et PCBs	3 essais (0,27 L/s en tête)	Oui	Oui
Glyphosate et AMPA	1 essai (0,27 L/s latéral)	Oui	Oui

Concernant le déroulement des analyses, le pH et la conductivité électrique étaient mesurés directement après la collecte des échantillons. Des fractions aliquotes des échantillons composites étaient conditionnées dans des flaconnages spécifiques puis envoyées dans les 24 h à un laboratoire sous-traitant (Inovalys Nantes) pour analyser les micropolluants organiques. Ces derniers étaient analysés dans la phase totale et la phase dissoute. Il est à noter que le laboratoire Inovalys est certifié par le Comité français d'accréditation (COFRAC) pour les analyses de glyphosate/AMPA et celles de la majorité des HAPs/PCBs. Les analyses de MES étaient réalisées dans les 24 h à l'IFSTTAR. Les préparations d'échantillons pour les analyses des ETMs dans la phase dissoute et dans la phase particulaire étaient réalisées dans les 24 à 48 h à l'IFSTTAR. Tous les échantillons étaient conservés à 4°C avant traitement ou envoi dans un laboratoire partenaire.

6. Incertitudes, fonctionnalité du pilote et reproductibilité des essais

6.1. Evaluation des sources de biais, d'incertitudes, susceptibles d'affecter les résultats

Plusieurs procédures ont été mises en place pour caractériser les sources de biais, d'incertitudes, pouvant affecter les résultats des essais obtenus sur le pilote.

La première procédure développée vise à évaluer le risque de contamination des eaux lors de leur transit dans les réseaux en aval des noues (caractérisation des « blancs » des réseaux). Pour cela, 500 L d'eau potable ont été injectés en amont de chaque réseau de sortie, dans des conditions de débit représentatives des conditions d'essai (~ 0,2 L/s). Des échantillons composites ont été collectés par les échantillonneurs en fonction du débit pour comparer la qualité d'eau à la sortie des réseaux de collecte par rapport à celle entrant dans les réseaux. Les résultats pour les paramètres majeurs et les micropolluants attestent de très faibles risques de contamination (Tableau 3.12 et Tableau 3.13).

Tableau 3.12. Evaluation du risque de contamination des échantillons d'eau collectés lors des essais par les matériaux et les équipements des réseaux de sortie des noues – résultats pour les paramètres majeurs

Paramètres majeurs	Eau potable	Noue standard		Noue de filtration
		Réseau de surface + Préleveur	Réseau en sortie de drains + Préleveur	Réseau en sortie de drains + Préleveur
pH	8,1	8,1	8,1	8,1
EC (µS/cm)	459	459	460	458
MES (mg/l)	< 2	< 2	< 2	< 2

Tableau 3.13. Evaluation du risque de contamination des échantillons d'eau collectés lors des essais par les matériaux et les équipements des réseaux de sortie des noues – résultats pour les micropolluants

Micropolluant	Phase dissoute				Phase particulaire (ETMs) ou phase totale (micropolluants organiques)			
µg/L	Eau potable	Noue standard		Noue de filtration	Eau potable	Noue standard		Noue de filtration
		Réseau de surface + Préleveur	Réseau en sortie de drains + Préleveur	Réseau en sortie de drains + Préleveur		Réseau de surface + Préleveur	Réseau en sortie de drains + Préleveur	Réseau en sortie de drains + Préleveur
As	0,27	0,27	0,29	0,26	< 0,05	< 0,05	0,07	< 0,05
Ba	0,040	0,039	0,040	0,040	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
Cd	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,02
Co	0,08	0,08	0,09	0,1	< 0,05	< 0,05	0,06	0,12
Cr	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,1	3,2	3,4	1,9
Cu	0,6	0,5	0,6	0,7	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Mo	0,39	0,36	0,39	0,38	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Ni	2,1	3,1	2	1,9	< 0,5	1	0,6	0,6
Pb	< 0,1	< 0,1	0,2	0,1	< 0,1	< 0,1	0,6	0,2
Sr	131,3	127,4	129,6	130,2	< 0,5	< 0,5	0,7	< 0,5
V	0,15	0,14	0,17	0,18	< 0,05	< 0,05	0,11	0,08
Zn	2	2	2	2	< 2	2	< 2	< 2
Pyrène					< 0,005	0,007	0,006	0,03
Phénanthrène					0,026	0,024	0,029	0,012
Glyphosate					< 0,03	< 0,03	0,056	< 0,03
AMPA					< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03

La deuxième procédure a pour but d'évaluer le risque de contamination des flux sortant de l'ouvrage par des précipitations atmosphériques lors des essais de caractérisation des performances épuratoires. Pour cela, les hauteurs d'eau précipitées entre le départ de l'essai jusqu'aux fins de collecte des échantillons en sortie de noue ont été transformées en volumes d'eau (multiplication par la surface de la noue), ensuite comparés au volume d'eau injecté lors de l'essai. Les résultats sont donnés dans le chapitre 5 : très peu de pluies naturelles ont affecté les alimentations artificielles.

La troisième procédure concerne l'évaluation du risque de relargage en micropolluants organiques par les matériaux des sols des noues pilotes. Il a été déterminé avant de procéder aux essais avec les

eaux dopées en analysant les teneurs en HAPs/PCBs et en glyphosate/AMPA dans les eaux d'entrée et de sortie des noues lors de trois essais (HAPs/PCBs) et lors d'un essai (glyphosate/AMPA) avec des eaux de toiture (RR), ces dernières étant quasiment dépourvues d'HAPs/PCBs/glyphosate. Les résultats sont donnés dans le chapitre 5 : le relargage en HAPs et en glyposate par les matériaux des noues est infime (concentrations < LQs ou équivalentes aux LQs)

La quatrième procédure concerne l'évaluation du bon déroulement des prélèvements d'échantillons composites en sortie de noues. Elle consiste à évaluer si les volumes de déclenchement des prélèvements qui ont été choisis ont bien permis de couvrir la réponse hydraulique de chaque noue. Les résultats sont donnés dans le chapitre 5 : les collectes des échantillons composites ont dans l'ensemble bien recouvert les plages des réponses hydrauliques de chaque noue.

La dernière procédure concerne les estimations des incertitudes liées (i) aux mesures des appareils installés sur le pilote et (ii) aux analyses des paramètres physico-chimiques. Les incertitudes des appareils de mesure ont été données précédemment (voir 4. Instrumentation et dispositif de collecte d'échantillons d'eau du pilote). Les incertitudes analytiques des paramètres physico-chimiques sont indiquées dans le Tableau 3.14. Par ailleurs, la modélisation des incertitudes est abordée dans la partie suivante (voir 6.2.

Evaluation de la la reproductibilité des réponses hydraulique et épuratoire de deux noues pilotes).

Tableau 3.14. Incertitudes analytiques des paramètres analysés

Paramètre	Incertitude analytique
MES	Intervalle de confiance à 95% (IC95) : $\pm\frac{10}{\sqrt{3}}$
ETMs	Incertitudes relatives (IC95) : As (22%), Ba (10%), Cd (20%), Co (22%), Cr (22%), Cu (29 %), Mo (19%), Ni (28%), Pb (23%), Sr (14%), V (19%), Zn (24%)
HAPs et PCBs	Incertitudes relatives (IC95) : 30%
Glyphosate et AMPA	Incertitudes relatives (IC95) : 40%

6.2. **Evaluation de la la reproductibilité des réponses hydraulique et épuratoire de deux noues pilotes**

Cette partie traite de l'évaluation de la reproductibilité des réponses hydrauliques et épuratoires des noues pilotes au regard des procédures d'essais appliquées et des incertitudes de mesure/d'analyses. Les incertitudes de quelques variables décrivant l'état hydrique des noues, p.ex. l'état de saturation du massif, et d'indicateurs des performances hydrologiques (p.ex. ratio surverse/infiltration) et épuratoires (abattements du Cu et du Zn), y sont estimées. Ce travail a donné lieu à la production d'un article scientifique, présenté ci-dessous.

Evaluation de la reproductibilité des réponses hydraulique et épuratoire de deux noues pilotes

(publié dans La Houille Blanche. https://doi.org/10.1051/lhb/2019012)

Alexandre FARDEL[1,2], Pierre-Emmanuel PEYNEAU [1], Béatrice BECHET[1], Abdelkader LAKEL[2], Fabrice RODRIGUEZ[1]

[1]IFSTTAR, GERS LEE, route de Bouaye CS4, 44344 Bouguenais, France - fabrice.rodriguez@ifsttar.fr

[2]CSTB, 11 rue Henri Picherit, 44300 Nantes, France - alexandrefardel@yahoo.fr

Résumé :

Deux noues végétalisées ont été mises en œuvre au sein d'un pilote au CSTB (Nantes), et ont été équipées d'un simulateur de ruissellement et d'une instrumentation dédiée afin d'en étudier leurs réponses hydraulique et épuratoire. La fonctionnalité de la chaîne de mesure et la reproductibilité des réponses des noues ont été évaluées sur un même évènement de ruissellement (pluie d'environ 11 mm), simulé à 6 reprises entre novembre 2017 et avril 2018. Le dispositif instrumental s'est avéré apte à restituer intégralement la réponse hydraulique des deux noues, et sa capacité à suivre finement les flux de polluants en entrée et en sortie de noue a été validée. Les valeurs brutes des ratios flux d'eau sortant/injecté (S/E) et flux d'eau infiltré/ruisselé (I) sont faiblement dispersées (coefficients de variation cv < 5%). Les abattements en masse et en concentration des 2 polluants analysés dans cette étude, le zinc (Zn) et le cuivre (Cu), sont compris dans les limites de reproductibilité calculées. En revanche, le niveau de contamination élevé de Zn dans les eaux injectées pourrait expliquer la plus faible dispersion de son abattement (cv < 30%) par rapport à Cu (-185% ≤ cv ≤ 176%). Enfin, les incertitudes liées à la mesure et aux méthodes analytiques ont été identifiées comme des sources potentielles de variations des réponses. Ces résultats seraient à approfondir pour des conditions initiales plus contrastées (pluies extrêmes, sol sec ou proche de la saturation).

Mots clés : noues, eaux pluviales, performance, instrumentation

Abstract :

Swales are popular stormwater source-control infrastructures put in place to mitigate the environmental impacts of urban or road runoff. Over the past 30 years, swale design has evolved with more emphasis on swale outflow quality, but still has a strong empirical base. Therefore, there is a need to gain insight into the design aspects that could impinge on the treatment efficiency of a swale. To address these knowledge gaps, two pilot swales were specifically designed and built at the CSTB Nantes. Differences between the pilot swales derived from their soil materials in order to assess and compare the performances of a standard swale and a filtering swale. For this purpose, the pilot swales were equipped with a runoff simulator and various measuring devices (i.e. flowmeters and soil moisture sensors). Given the importance to generate high-quality data, the present paper details this measurement chain and examines its operation by simulating the same runoff event six times between November 2017 and April 2018. The reproducibility of the swale responses is discussed in light of the test procedure and the estimated measurement uncertainties. Overall, results emphasize the high reproducibility of the swale hydraulic responses and demonstrate that pollutant fluxes can be accurately monitored at the inlet and the outlet of each swale. Regarding hydraulic indicators, slight dispersion (variation coefficient cv < 5%) of the ratios between outgoing and incoming water (S/E) and between infiltrated and runoff water (I) are likely due to non-similar initial conditions (e.g., natural rainfall preceding the runoff event). Regarding performance indicators of

the stormwater treatment, the mass and concentration reduction efficiencies for zinc (Zn) and copper (Cu) are within the estimated replicability boundaries. Nevertheless, the high contamination level of Zn in incoming stormwater could explain the lower dispersion of its removal (cv < 30%) with respect to the dispersion of Cu removal (-185% ≤ cv ≤ 176%). Overall, the estimated uncertainties of both the monitoring devices and the analytical methods were identified as potential explanations for the observed variations.

Keywords : swales, rainwater, performance, monitoring

6.2.1. Introduction

L'aménagement de techniques alternatives (TA) de gestion des eaux pluviales connaît une croissance rapide depuis les années 1990 pour réduire les risques d'inondation et préserver la qualité des écosystèmes (Fletcher et al., 2013). Les noues, des larges fossés souvent végétalisés, font aujourd'hui parties des TA de plus en plus plébiscitées par les aménageurs, notamment pour leurs capacités de traitement des matières en suspension (MES) et des éléments traces métalliques (ETMs) (Fardel et al., 2019). Plusieurs types de noues se sont développés depuis une trentaine d'années, comme les noues de transport pour réguler les débits et les noues de filtration, optimisées pour l'épuration des eaux de ruissellement (Gavrić et al., 2019a). Néanmoins, leurs conceptions restant assez empiriques, il convient d'étudier de manière approfondie leurs performances hydrologiques et épuratoires, notamment pour optimiser leur construction, leur implantation et leur maintenance. En ce sens, des travaux récents en France se sont intéressés (i) à l'influence du choix de la végétation (noue enherbée, noue plantée) sur les performances épuratoires des noues (Leroy et al., 2016) et (ii) aux performances épuratoires d'une noue de biofiltration vis-à-vis de la pollution particulaire et dissoute (Flanagan et al., 2018).

Pour d'une part améliorer les connaissances sur les fonctionnements hydraulique et épuratoire des noues et d'autre part évaluer l'impact de certains facteurs sur leurs performances, un pilote expérimental comprenant une noue standard et une noue de filtration a été aménagé au CSTB en décembre 2016. De tels dispositifs offrent non seulement l'avantage de maîtriser pleinement la quantité et la qualité des eaux injectées dans les ouvrages, mais ils facilitent aussi la mise en place d'une instrumentation adaptée aux objectifs de l'étude.

A cet égard, l'objectif de cet article est de présenter le fonctionnement de la chaîne de mesure qui a été mise en œuvre sur le pilote du CSTB. La reproductibilité du fonctionnement des deux noues est ensuite discutée à travers quelques résultats expérimentaux, acquis par 6 simulations d'un même évènement pluvieux. Ce travail pourrait être utile aux expérimentateurs puisqu'il initie une meilleure compréhension des sources de variations affectant une réponse obtenue sur tout ouvrage du même type.

6.2.2. Matériels et méthodes

6.2.2.1. Dispositif pilote

Deux noues ont été aménagées fin 2016 au sein de box étanches (7 m x 4 m x 1,6 m) situés sur la plateforme d'essai du CSTB, *Aquasim*. La méthode de construction de la première noue (notée REF

pour « référence ») vise à reproduire le terrassement d'un terrain naturel, donnant une noue « standard » capable de réguler le transport du ruissellement vers l'aval (Revitt et al., 2017). Cette dernière est constituée de sol excavé sur site, caractérisé comme un loam limoneux dans la classification texturale internationale (FAO, 2006). La seconde noue est assimilée à une noue de filtration (notée FILT) ; elle comprend des talus en loam limoneux ainsi qu'un massif central constitué d'une couche de filtration (sable lavé 0-2 mm) recouvrant une couche drainante (gravier lavé 10-20 mm), selon les préconisations délivrées par le Facility for Advancing Water Biofiltration (FAWB, 2009). Dans les deux noues, la stabilité de chaque strate de matériau est assurée aux interfaces par des géogrilles (mailles de 500 µm). Les deux noues sont longues de 7 m, présentent une section trapézoïdale, sont dotées d'un fond large de 1 m incliné de 1,6% et de talus de pente 25% (largeur de 80 cm) (Figure 3.37). L'épaisseur des couches de sol varie, après tassement naturel du massif, de 1,1 m (centre de la noue) à 1,4 m (bords de la noue). Pour suivre l'ensemble des flux d'eau et de polluants rejetés en aval des ouvrages, chaque noue a été équipée (i) d'un caniveau d'évacuation des eaux de surface et (ii) de huit drains annelés (diamètre 80 mm) positionnés en fond d'ouvrage, au sein d'une couche de 10 cm de graviers. Tous les rejets du pilote sont évacués vers une galerie de mesure instrumentée.

6.2.2.2. Instrumentation du pilote

6.2.2.2.1. Suivi des volumes, des débits et de la pluviométrie

En entrée de pilote, l'acquisition des paramètres hydrauliques (volumes et débits) est opérée par deux débitmètres électromagnétiques (DEM, diamètre nominal (DN) 50 mm, Watermaster, ABB) (Figure 3.37). En sortie, un système couplant DEM (DN 25 mm, FEW, ABB) et augets basculeurs (modèle 3039, Précis Mécanique) a été installé pour mesurer une gamme de débits variant de 0 à 0,7 L/s (sortie de surface) ou de 0 à 0,3 L/s (sortie de drains) (Figure 3.37). D'après leurs constructeurs, les DEM DN 25, DEM DN 50 et les augets basculeurs présentent des plages de mesure respectives de 0,013 à 5,5 L/s, 0,044 à 21,9 L/s et 0 à 0,028 L/s. Le choix du niveau de précision des DEM, 5%, correspond à l'incertitude maximale garantie par ABB sur les plages de mesure. Par ailleurs, la calibration de chaque système à augets (volume d'un auget = 20 mL) a été réalisée à plusieurs reprises (novembre 2017, janvier 2018 et mars 2018) en versant un volume de 500 mL d'eau. Le bon fonctionnement des augets a été validé lorsque le nombre de basculements se situe dans l'intervalle [24 ; 26], assurant une précision de mesure de l'appareil de l'ordre de 5%.

Sur le pilote, les données hydrauliques sont collectées par une centrale d'acquisition CR3000 (Campbell Scientific) toutes les 10 secondes. Les mesures sont ensuite post-traitées par un algorithme spécialement conçu sur MATLAB pour moyenner les débits et sélectionner les mesures provenant des DEM et des augets, en fonction de la gamme de débit considérée (Tableau 3.15). Par ailleurs, les ouvrages étant exposés aux précipitations atmosphériques, la pluviométrie locale est relevée via deux pluviomètres installés à proximité du pilote (Flori, 2016). Les données pluviométriques sont utilisées

pour caractériser en partie l'état initial des deux noues (via le volume d'eau précipité dans les 24h précédant un essai) et intégrer les précipitations dans les entrées des bilans hydrologiques.

6.2.2.2.2. Suivi de l'état hydrique du sol

L'état hydrique du sol est suivi en continu grâce à l'installation de sondes capacitives de teneur en eau volumique (EC-5, Decagon, volume de mesure = 0,2 L). Chaque noue comprend 22 sondes réparties pour l'essentiel (20 EC-5) suivant des profils verticaux préalablement définis. Chaque profil est constitué de 4 sondes EC-5 introduites à 45° dans le sol à 10 cm, 25 cm, 50 cm et 75 cm de profondeur. Un des talus accueille 2 EC-5 supplémentaires enfouies à 25 cm de profondeur. L'acquisition des données s'effectue toutes les minutes et les données sont ensuite post-traitées sur MATLAB (Tableau 3.15). Les mesures des EC-5 sont utilisées pour estimer l'état de saturation effective (S_e) du sol, calculé avec la formule de Van Genuchten (1980) :

$$S_e(\%) = 100 \times \frac{\theta_v - \theta_r}{\phi - \theta_r} \qquad \text{(Equation 3.1)}$$

avec ϕ la porosité du sol (0,44 pour le sable ; 0,33 pour la terre excavée), θ_v la teneur en eau volumique et θ_r la teneur en eau résiduelle (0,02 pour le sable ; 0,015 pour un loam limoneux d'après Rawls et al. (1982)).

6.2.2.2.3. Collecte des évènements

Tous les échantillons collectés sur le pilote sont de type composite dans le but d'analyser des concentrations moyennes évènementielles (notée EMC). Contrairement aux eaux d'alimentation, collectées manuellement toutes les 12 min dans la cuve, les eaux de sortie sont prélevées automatiquement au sein d'un bac de collecte. Le fond du bac est relié à une tête d'échantillonneur (modèle ISCO 3710) via un tuyau en Téflon, permettant d'asservir les prélèvements à des volumes de passage. Son déclenchement entraîne le pompage d'un volume de 500 mL d'eau dans le bac, par la suite équitablement réparti dans deux flacons de 10 L (un en verre et un en plastique) pour analyser les contaminants inorganiques et organiques.

6.2.2.3. Simulateur de ruissellement

Le pilote a été équipé d'un dispositif spécifiquement conçu pour simuler des évènements de ruissellement. Il comprend un réseau en PVC équipé de plusieurs jeux de vannes, connecté en amont à une cuve d'alimentation d'environ 7 m^3. Un bassin de rétention d'eau de toiture (toiture en acier galvanisée de 2500 m^2) de 200 m^3, bâché, est utilisé pour le remplissage de la cuve. Lors d'un essai, les eaux de la cuve sont injectées dans le réseau d'alimentation par une pompe de relevage. Deux pompes vide-cave sont utilisées en continu pour homogénéiser la qualité de l'eau dans la cuve. Le réseau en PVC dessert deux rampes d'injection pensées pour reproduire au choix un ruissellement de sortie de buse (alimentation en tête) ou de bord de route (alimentation latérale).

6.2.2.4. Evaluation de la fonctionnalité de l'instrumentation et de la reproductibilité des performances

La fonctionnalité de l'instrumentation a été évaluée en simulant à 6 reprises le même évènement de ruissellement, produit par une pluie d'intensité constante de 2 h et d'intensité 5,4 mm/h (i.e. pluie de période de retour < 1 an à Nantes). Rapporté à une surface contributive fictive de 200 m², imperméabilisée à 90%, un tel évènement génèrerait 1944 L d'eau en entrée de noue d'après la méthode rationnelle. Deux tests successifs sont séparés par un délai minimal de 22 h. Les 6 essais se déroulent préférentiellement par temps sec. Il est cependant toléré qu'une petite pluie (volume d'eau généré ≤ 5% du volume injecté) intervienne pendant les deux heures d'alimentation. Tout volume d'eau de pluie pendant et après un test est pris en compte dans les bilans volumiques. Les essais de performance épuratoire (caractérisation des flux de polluants en entrée/sortie de noue) ont été majoritairement effectués par temps sec (2/3 des essais) pour limiter les apports en polluants des retombées atmosphériques, non quantifiés dans cette étude. En outre, pour réduire l'influence d'un évènement antérieur, le démarrage d'un essai a été astreint à un critère de non-dépassement de 5% du débit maximal attendu par sortie au cours de l'essai.

Les réponses hydrauliques des six évènements sont caractérisées au travers de bilans volumiques et de suivis de l'évolution de S_e à 10 cm et 75 cm de profondeur. Les capacités épuratoires des noues sont caractérisées au travers d'abattements en concentration (RE_c) et en masse (RE_m) :

$$RE\_c\ (\%) = 100 \times \left(1 - \frac{C_{out}}{C_{in}}\right) \qquad \text{(Equation 3.2)}$$

$$RE\_m\ (\%) = 100 \times \left(1 - \frac{M_{out}}{M_{in}}\right) \qquad \text{(Equation 3.3)}$$

avec $M_{in} = C_{in} \times V_{in}$ (Equation 3.4) et $M_{out} = C_{out} \times V_{out}$ (Equation 3.5)

avec C_{in} et C_{out} les concentrations totales en zinc (Zn) ou en cuivre (Cu) d'entrée et de sortie mesurées par spectrométrie d'émission optique (ICP–OES) et/ou spectrométrie de masse (ICP-MS), M_{in} et M_{out} les masses d'entrée et de sortie, et V_{in} et V_{out} les volumes d'eau impactés par les prélèvements des échantillons composites.

Les abattements RE_c et RE_m ont été calculés sur les trois derniers essais pour Cu et Zn. Les concentrations inférieures aux limites de quantification (LQ) sont estimées égales à la moitié des LQ pour procéder aux bilans de masse (Passeport et al., 2013).

Une première approche de l'analyse de la reproductibilité d'un résultat repose sur l'évaluation de la dispersion de ses valeurs « brutes ». Elle s'appuie sur un test de normalité, le test de Shapiro-Wilk. Si la valeur-*p* obtenue est supérieure à 0,05, la limite de reproductibilité R, représentant l'écart maximal acceptable entre deux résultats, est estimée à partir de l'écart-type de la distribution (σ) (Arnal, 2017) :

$$R = 2{,}83 \times \sigma \qquad \text{(Equation 3.6)}$$

Pour évaluer l'impact des précipitations atmosphériques dans la reproductibilité des réponses hydrauliques, les évolutions du ratio volume infiltré en 24h/volume ruisselé (I), du ratio volumique entre les flux sortant et injecté artificiellement (S/E) et des différents S_e ont été comparées à celles de deux paramètres liés aux précipitations atmosphériques : le ratio volume d'eau précipitée pendant les 24 h suivant le départ du test/volume d'eau simulé (Cp) et le ratio volume d'eau précipité dans les 24 h précédant le début de l'essai/volume d'eau simulé (Ap24). Les intervalles de confiance à 95% (IC 95%), estimés à partir des incertitudes de mesures des paramètres des indicateurs S/E, I et S_e (Tableau 3.16), sont par la suite intégrés à l'évaluation de la reproductibilité. Ils facilitent la visualisation des marges d'erreur liée aux équipements de mesure et peuvent expliquer les écarts de résultats obtenus entre deux essais indépendants.

Des variations de la réponse hydraulique d'une noue pouvant affecter la représentativité d'une collecte d'échantillons composites, les efficacités des prélèvements ont été déterminées avec l'équation (7) pour évaluer l'impact de ces variations sur les abattements massiques.

$$\text{Efficacité prélèvement (\%)} = 100 \times \frac{\text{Vout}}{\text{Vt}} \qquad \text{(Equation 3.7)}$$

avec Vt le volume total rejeté (sortie de surface de la noue standard) ou le volume atteint lorsque la différence horaire du volume drainé par la noue est inférieure à 1% du volume total drainé.

En outre, les marges d'erreurs des valeurs d'abattement, liées à la quantification des flux de polluants, ont été estimées via leurs IC 95%.

Tableau 3.15. Caractéristiques de l'instrumentation du pilote et détails sur la procédure de post-traitement

Paramètres	Technologie	Δt[a]	Post-traitement
Pluie	Pluviomètres	10 min et 30 s	voir (Flori, 2016)
Débit entrée REF (Q_{e3})	DEM (4-20 mA)	10 s	$Q_{e3} = Q_{e1} - Q_{e2}$ Q moyenné sur 1 et 5 min
Débit entrée FILT (Q_{e2})	DEM (4-20 mA)	10 s	Q_{e2} moyenné sur 1 et 5 min
Débits de fuite REF et FILT (Q_f)	DEM (4-20 mA) Augets (contact sec)	10 s	A_x[b] $\leq$ 0,028 L/s : $Q_f = Q_{augets}$ A_x[b] > 0,028 L/s : $Q_f = Q_{DEM}$[c]
Volume entrée REF (V_{e3})	DEM (0-5 V)	10 s	$V_{e3} = V_{e1}$[d] $- V_{e2}$
Volume entrée FILT (V_{e2})	DEM (0-5 V)	10 s	V_{e2}
Volume sorties REF et FILT (V_{fdrain}, $V_{fsurface}$)	DEM (0-5 V) Augets (contact sec)	10 s	A_x[b] $\leq$ 0,28 L/10s : $V_f = V_{augets}$[e] A_x[b] > 0,28 L/10s : $V_f = V_{DEM}$[f] $V_{fdrain} = V_{augets} + V_{DEM}$ $V_{fsurface} = V_{augets} + V_{DEM}$
Teneur en eau volumique θ_v	Mesure de la permittivité diélectrique	1 min	Formule constructeur (polynôme de degré 1)
Volume de déclenchement de la collecte (V_p)	Asservissement au volume de passage (V_i)	en direct	Q_{DEM}[c] $\leq$ 0,026 L/s : $V_i = V_{augets}$[e] Q_{DEM}[c] > 0,026 L/s : $V_i = V_{DEM}$[f]

[a] pas de temps d'acquisition ; [b] débit mesuré par un système à augets basculeurs ; [c] débit mesuré par un DEM ; [d] volume d'eau mesuré par le DEM en sortie de cuve ; [e] volume d'eau mesuré par un système à augets basculeurs ; [f] volume d'eau mesuré par un DEM

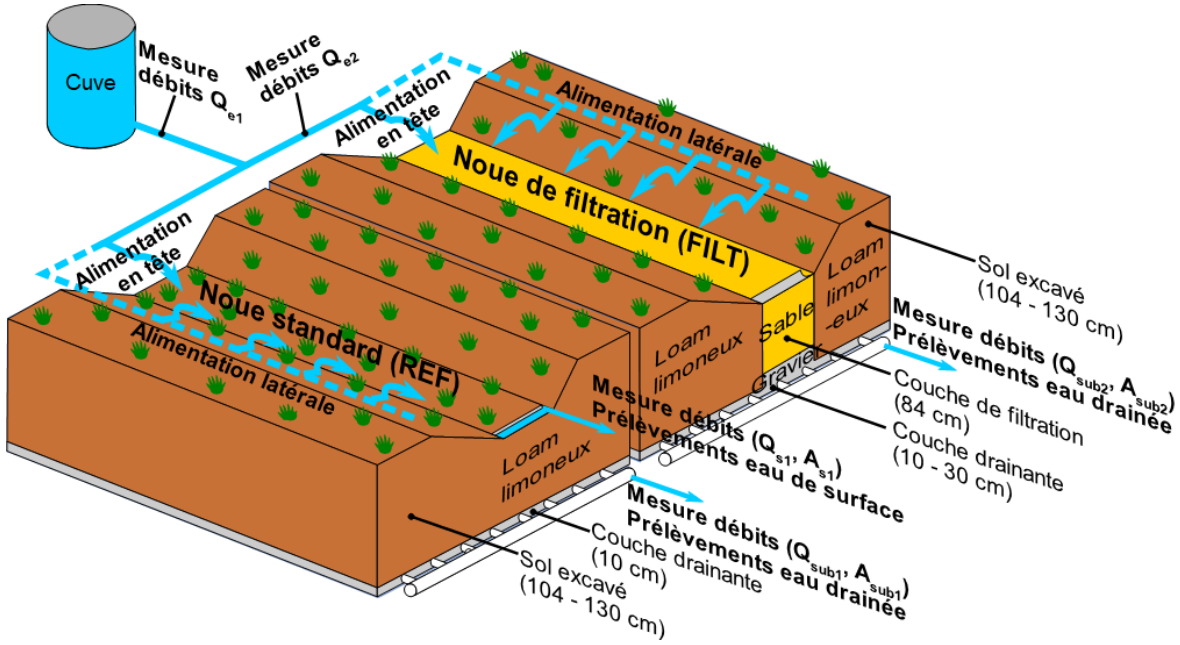


Figure 3.37. Schéma du pilote aménagé au CSTB. Les débits mesurés par les DEM et les augets présentent respectivement les préfixes Q et A

Tableau 3.16. Modélisation des incertitudes sur les variables mesurées sur le pilote ou sur les indicateurs de performance des noues pilotes

P[a]	Incertitudes de type A ou de type B[b]	Incertitudes composées (u_x)[c]
θv (m3.m-3)	$u_{a\theta v}=0{,}03$ $u_{b\theta v}=\frac{0{,}001}{\sqrt{3}}$	$u_{\theta v}=\sqrt{(u_{a\theta v})^2+(u_{b\theta v})^2}$
V (L)	$u_{Ve1}=u_{Ve2}=\sqrt{(u_{DEM})^2}$ $u_{Vfdrain}=u_{Vfsurface}$ $u_{Vfdrain}=\sqrt{(u_{DEM})^2+(u_{augets})^2}$ $u_{DEM}=0{,}05\times V_{DEM}$ $u_{augets}=0{,}05\times V_{augets}$	$u_{Ve3}=\sqrt{(u_{Ve1})^2+(u_{Ve2})^2+2\times\frac{cov^d(u_{Ve1},u_{Ve2})}{s^e(u_{Ve1})\times s(u_{Ve2})}\times\frac{\partial u_{Ve3}}{\partial u_{Ve1}}\times\frac{\partial u_{Ve3}}{\partial u_{Ve2}}\times u_V}$ $u_{Vs}=\sqrt{(u_{Vfdrain})^2+(u_{Vfsurface})^2}$ avec Vs = Vfdrain + Vfsurface
S/E		$u_{S/E}=\sqrt{\left(u_{Ve}\times\frac{V_s}{Ve^2}\right)^2+\left(u_{Vs}\times\frac{-1}{Ve}\right)^2}$ avec Ve = Ve2 ou Ve3
I		$u_I=\sqrt{\left(u_{Vs}\times\frac{V_{fdrain}}{V_s^{\,2}}\right)^2+\left(u_{V_{fdrain}}\times\frac{-1}{V_{fdrain}}\right)^2}$
C (µg/L)	$u_{ac}=\Delta C\times C$ (µg/L) ; ΔC (%) : Cu = 11 ; Zn = 8 $u_{bc}=\frac{LQ}{2\times\sqrt{3}}$ (µg/L) LQ (µg/L) : Cu = 0,1 ; Zn = 2	$u_c=\sqrt{(u_{ac})^2+(u_{bc})^2}$
M (µg)		$u_M=\sqrt{(u_c\times V)^2+(u_v\times C)^2}$ avec $M_x=C_x\times V$

Tableau 3.16 (suite)

P[a]	Incertitudes de type A ou de type B[b]	Incertitudes composées (u_x)[c]
RE_c (%)		$u_{RE\_c}=100\times\sqrt{\left(u_{c_{in}}\times\frac{C_{out}}{C_{in}^{2}}\right)^{2}+\left(u_{c_{out}}\times\frac{-1}{C_{in}}\right)^{2}}$
RE_m (%)		$u_{RE\_m}=100\times\sqrt{\left(u_{M_{in}}\times\frac{M_{out}}{M_{in}^{2}}\right)^{2}+\left(u_{M_{out}}\times\frac{-1}{M_{in}}\right)^{2}}$

[a] paramètre ; [b] incertitudes calculées suivant les procédures du JCGM (2008) ; [c] utilisation de la méthode de propagation des incertitudes (JCGM, 2008), l'incertitude composée obtenue est ensuite multipliée par 2 pour estimer les IC 95% ; [d] covariance des deux variables calculées sur les séries de données construites à partir des six essais (uniquement pour la noue standard) ; [e] écart type calculé sur les séries de données construites à partir des six essais

6.2.3. Résultats et discussion

6.2.3.1. Fonctionnement de la chaîne de mesure hydraulique lors d'un essai

La relative stabilité des débits d'entrée autour de 0,27 L/s (Figure 3.38) valide la capacité du dispositif à alimenter simultanément les deux noues avec un débit constant. Seul le début de l'essai présente une non-conformité du débit avec la valeur objectif, nécessitant de la part de l'opérateur d'ajuster le diamètre d'ouverture des vannes positionnées en entrée de pilote. Les variations de débit observées suite à ce réglage sont inhérentes à celles de la vitesse de l'eau dans la canalisation, probablement liées à des imperfections de fonctionnement de la pompe de relevage pendant l'essai.

Le système de mesure des flux d'eau en sortie, composé d'un DEM et d'un système à augets, s'avère apte à restituer la réponse hydraulique des ouvrages. Le couplage de deux appareils de mesure, dotés de plages de fonctionnement complémentaires (faibles débits pour les augets et débits modérés à forts pour le DEM), a permis de caractériser les trois périodes de la réponse hydraulique d'une noue : (1) une montée en débit couverte par le système à augets puis le débitmètre électromagnétique, (2) un palier hydraulique mesuré par le débitmètre électromagnétique et (3) un drainage de l'ouvrage, majoritairement restitué par les augets (Figure 3.38). Cette couverture intégrale des réponses hydrauliques facilite le choix des volumes de déclenchement des préleveurs. Ces derniers ont pu être programmés de sorte à ce que leurs plages de collecte recouvrent les différentes phases de la réponse hydraulique (Figure 3.38). Par conséquent, le système de mesure des débits rend possible la caractérisation fine des flux de contaminants apportés par un évènement au sein des ouvrages.

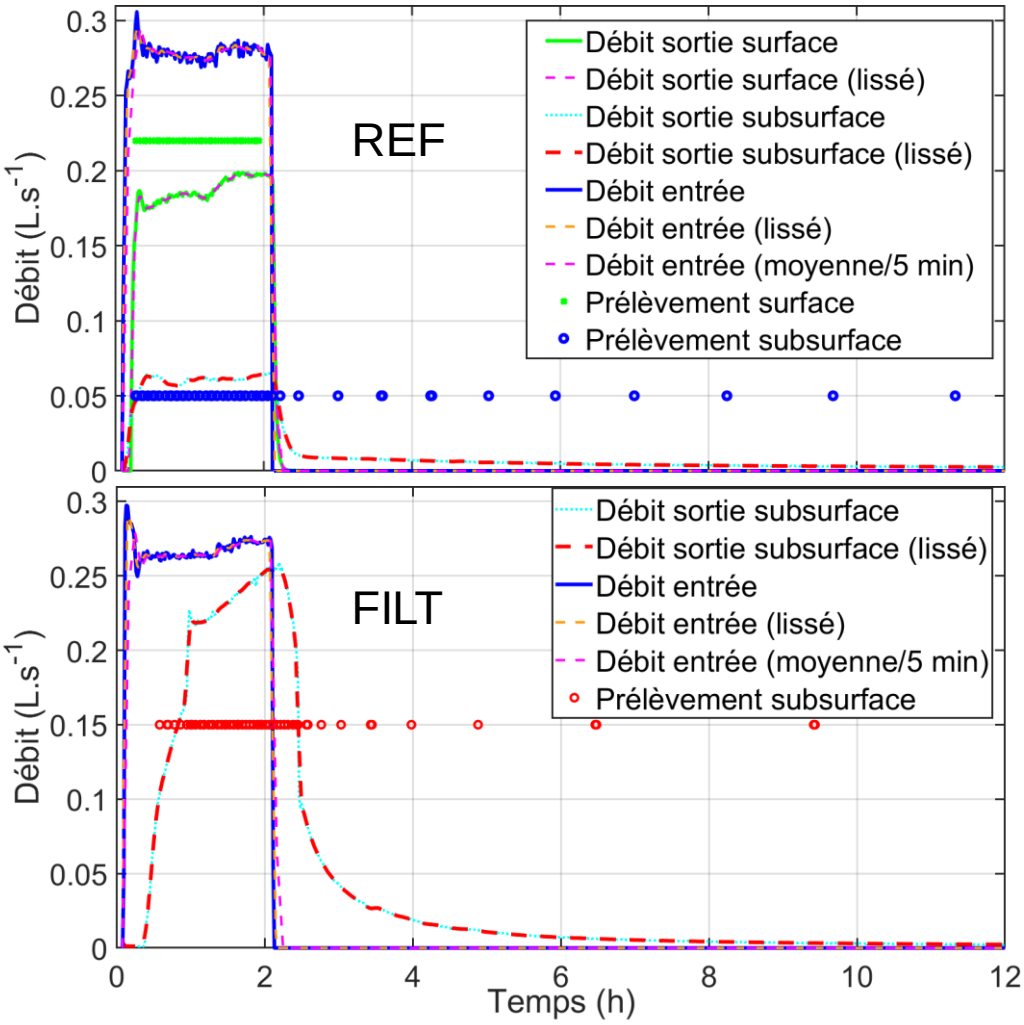


Figure 3.38. Réponses hydrauliques des noues standard REF et de filtration FILT ; les préleveurs sont déclenchés tous les 29 L (surface REF), 17 L (subsurface REF) et 47 L (subsurface FILT)

6.2.3.2. Evaluation de la reproductibilité du fonctionnement hydraulique

Les données acquises par le pilote peuvent être utilisées pour caractériser le fonctionnement hydraulique des noues. Les données brutes de l'indicateur S/E, proches de 1 pour la noue standard (moyenne = 1,00) et pour la noue de filtration (moyenne = 1,01), indiquent que les deux ouvrages sont capables de drainer en moins de 24 h l'évènement de ruissellement simulé (période de retour < 1 an) (Figure 3.39). Les résultats du test de Shapiro-Wilk n'ont pas permis de rejeter l'hypothèse de non normalité des distributions de S/E pour les deux noues. La faible dispersion des S/E (coefficient de variation (cv) < 4%) suggère une possible bonne reproductibilité de ce ratio entre deux essais indépendants. Cette hypothèse est confirmée pour la noue standard, aucun écart entre les S/E issus de deux essais indépendants ne dépassant la limite de reproductibilité ($R_{S/E}$). Pour la noue de filtration, un dépassement du $R_{S/E}$ est atteint entre les évènements du 26/03 et du 28/03 (Figure 3.39). Il coïncide avec un état de saturation initiale de la noue plus élevée pour l'essai du 28/03, probablement en raison de la pluie ayant généré 331 L avant son départ. Une partie de cet apport naturel d'eau au massif s'est probablement additionnée au flux drainé provenant de l'évènement simulé, augmentant

automatiquement S et donc S/E. Par conséquent, une pluie précédant un essai est susceptible d'entraver la reproductibilité du bilan hydraulique d'une noue. Des conditions de départ d'essai plus strictes (p.ex. Ap24 = 0) ou une couverture des ouvrages pour les protéger de la pluie pourraient remédier à ces variations.

En outre, les marges d'erreur de S/E dues aux équipements de mesure des flux volumiques sont à considérer pour expliquer en partie les variations des S/E. En effet, les étendues des IC 95% sont significatives, représentant jusqu'à 30% (noue standard) et 15% (noue de filtration) de la valeur du critère S/E. L'incertitude 2 fois plus grande de S/E pour la noue standard s'explique par la mesure indirecte (différence des données provenant de deux DEM) de ses flux d'entrée et par des flux de sortie mesurés en deux points de la noue (sorties du caniveau et des drains). Ce dernier élément confirme, à conditions initiales similaires, le rôle de la chaîne d'instrumentation de mesure dans les variations potentielles du bilan hydraulique. Il serait donc souhaitable de limiter autant que possible le nombre d'appareils de mesure et l'acquisition de paramètres par mesures indirectes.

Du point de vue du fonctionnement hydraulique des deux noues, la distribution entre infiltration et ruissellement présentent une faible dispersion (cv < 5%). Néanmoins, la part d'infiltration la plus élevée a été enregistrée lors de la présence d'une pluie dans les 22 h suivant l'essai (I = 39,4% le 27/11/2012). Cet essai a induit un dépassement de la limite de reproductibilité de I (R_I) (Figure 3.39). L'apport naturel d'eau par une pluie est donc susceptible d'entraver la reproductibilité du ratio I. En revanche, la prise en compte des IC 95% ne permet pas de détecter de variations significatives de ce ratio. Il est à noter que les IC 95% de I sont plus faibles que ceux de S/E (≈ 10%), en raison du mode direct d'acquisition des données, qui proviennent uniquement de deux systèmes de mesure.

Concernant les évolutions des S_e au cours d'un essai, les variations entre les trois temps considérés (0h, 2h et 24 h) sont plus visibles pour la noue de filtration, du fait de S_e initiaux souvent inférieurs à 30%. Les pics de saturation du massif, observés en fin d'alimentation (S_e 2h), sont plus élevés sur les campagnes de mars/avril pour la noue de filtration. Cette différence s'expliquerait par la modification de l'état de surface de l'ouvrage (retrait de tensiomètres initialement présents), assurant une meilleure répartition du flux d'eau au sein du massif sableux. Néanmoins, les valeurs élevées des IC 95% (± 20%) et le faible volume de mesure d'une sonde EC-5 (0,2L) nuisent à la détection plus fine des variations temporelles de l'état de saturation des noues (Figure 3.39). Pour y remédier, il pourrait être envisagé de remplacer les EC-5 par des capteurs à plus haut volume d'intégration.

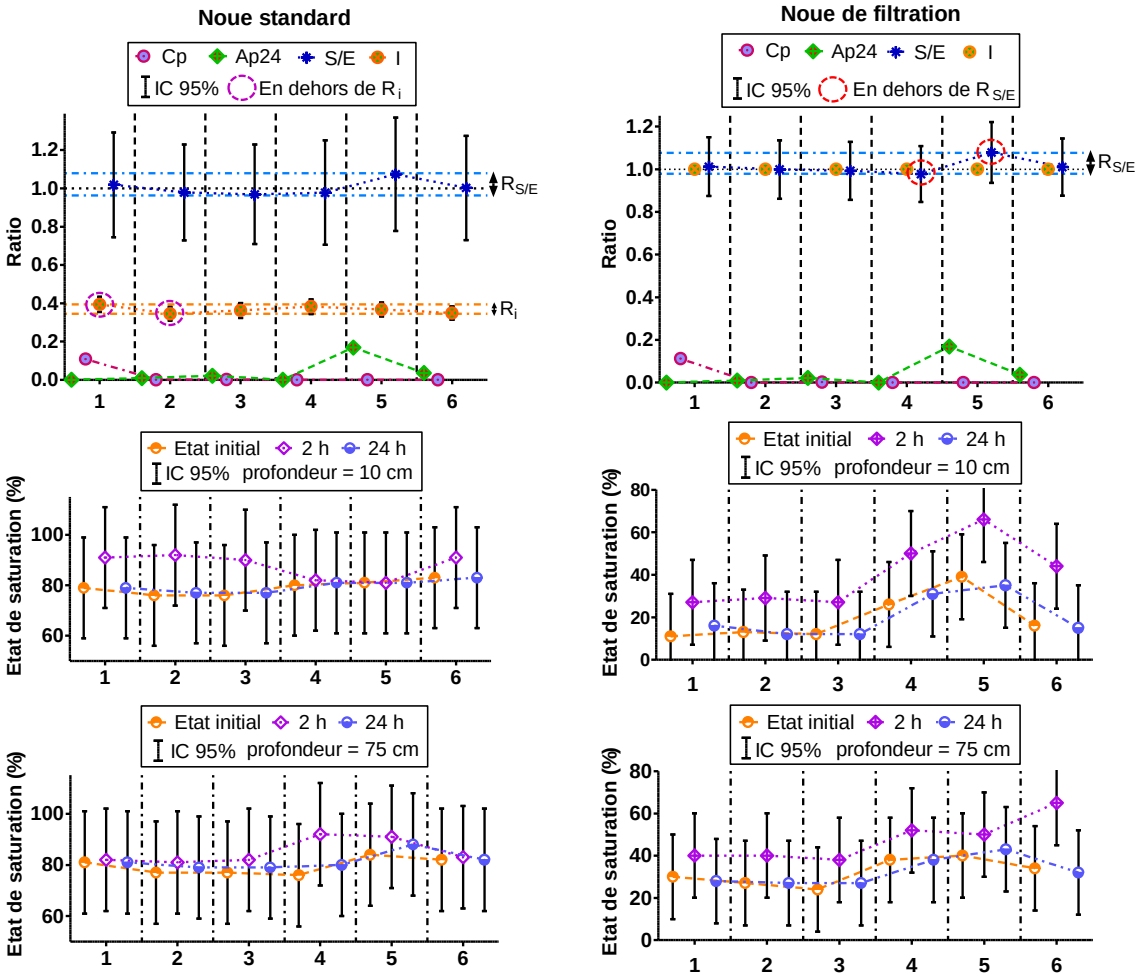


Figure 3.39. Evaluation de la reproductibilité du fonctionnement hydraulique des deux noues lors des six essais simulés (5,4 mm/h pendant 2 h). Les numéros en abscisse indiquent des dates de tests sur le pilote (1 : 27/11/2017, 2 : 29/11/2017, 3 : 01/12/2017, 4 : 26/03/2018, 5 : 28/03/2018, 6 : 05/04/2018)

6.2.3.3. Evaluation de la reproductibilité d'indicateurs de performances épuratoires

La dispersion des indicateurs de performances épuratoires est globalement meilleure pour Zn (cv < 30%) que pour Cu (-185% ≤ cv ≤ 176%) (Figure 3.40). L'hypothèse de normalité de l'ensemble des distributions d'abattements n'a pas pu être rejetée par la méthode de Shapiro-Wilk (valeur-*p* > 0,05). Aucun dépassement des limites de reproductibilité n'a été observé entre deux abattements issus d'évènements indépendants. Pour Cu, la plus forte variabilité observée sur les abattements serait principalement due aux faibles concentrations analysées en entrée (environ 2,5 µg/L) et en sortie (2,6 µg/L à 6,5 µg/L) de noues. Les fluctuations des efficacités de prélèvement (comprises entre 87% et 102%) semblent très peu influer sur celles des abattements massiques. Par ailleurs, les incertitudes liées aux suivis des flux d'eau et à la quantification des concentrations en Zn et en Cu doivent être considérées pour expliquer les variations de performances. En les prenant en considération, les performances sont

alors dans l'ensemble reproductibles. Il est à noter que les IC 95% sont d'autant plus forts que les concentrations en polluants sont faibles en entrée de noue ou que les abattements sont faibles. Ce résultat rappelle que les meilleures performances sont souvent caractérisées avec des niveaux de contamination des eaux élevés (Fardel et al., 2019).

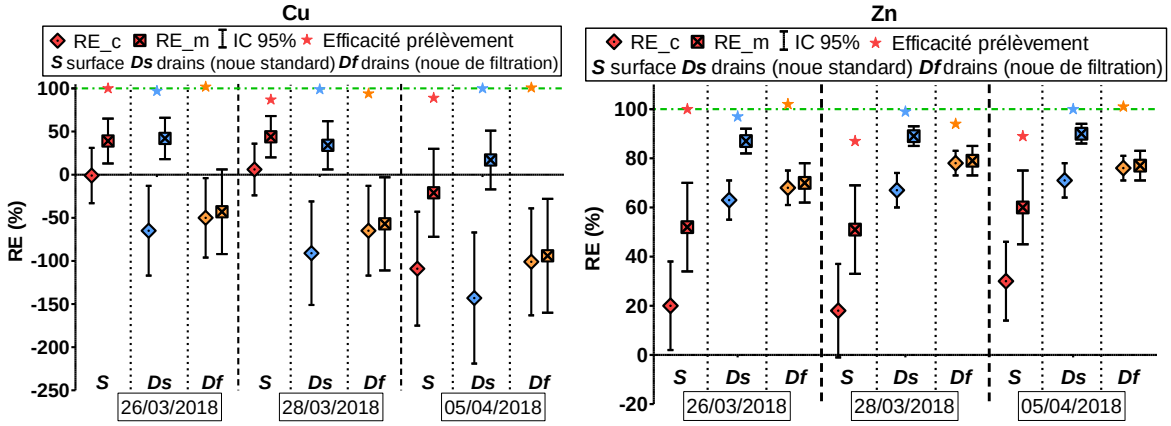


Figure 3.40. Evaluation de la reproductibilité des indicateurs de performances épuratoires pour Cu et Zn

6.2.4. Conclusions

Cette étude a permis d'évaluer la reproductibilité des réponses hydrauliques et épuratoires de deux noues pilotes soumises à 6 reprises au même évènement de ruissellement. Lors de chaque essai, les systèmes de mesure des débits (DEM + augets basculeurs) ont permis de restituer intégralement la réponse hydraulique de chaque noue, améliorant la plage d'asservissement des échantillonneurs utilisés pour la caractérisation des flux de polluants. Les bilans et le fonctionnement hydraulique des deux noues sont reproductibles dans 3 à 5 des 6 essais en fonction des paramètres considérés. La reproductibilité des ratios hydrauliques S/E et I a pu être affectée par une pluie significative (volume > 10% du volume d'alimentation) précipitée sur la noue avant ou après l'essai. L'essai impacté par une pluie avant son départ fut aussi marqué par une teneur en eau à saturation initiale plus élevée. Par conséquent, les précipitations atmosphériques précédant un test ainsi que l'état hydrique initial des matériaux pourraient, dans certains cas (évènements pluvieux extrêmes, sol proche de la capacité au champ ou de la saturation), entraver significativement la reproductibilité de la réponse hydraulique. Compte tenu de la faible dispersion de la teneur en eau initiale dans cette étude, des essais complémentaires pourraient être mis en place pour avoir une image plus complète de son influence sur le fonctionnement hydraulique d'une noue. Par ailleurs, la modification de l'état de surface de la noue de filtration en cours d'étude a entraîné une différence de répartition du flux d'eau en son sein. De plus, les niveaux élevés de certaines incertitudes liées à la chaîne de mesure du pilote (p.ex. jusqu'à 30 % du ratio S/E) seraient aussi à considérer pour affiner l'évaluation de la reproductibilité des paramètres calculés.

Concernant les facteurs interférant sur la reproductibilité des performances épuratoires liées à ces essais, les incertitudes dues aux méthodes d'analyse et à la chaîne de mesure des flux d'eau contribueraient pour partie aux variations d'abattements observées. En outre, le niveau de contamination des eaux en entrée de noue pourrait influer sur la dispersion des résultats de performances épuratoires. Cette hypothèse reposant uniquement sur le comportement de deux polluants (Cu et Zn), il serait intéressant d'enrichir l'analyse en faisant varier la charge polluante en entrée de pilote et en suivant d'autres types de contaminants (nutriments, pesticides, micropolluants émergents).

Fin de l'article

7. Conclusion du chapitre 3

Un dispositif pilote original a été aménagé sur la plateforme d'essai *Aquasim* du CSTB dans le cadre de ces travaux de thèse. Il est constitué de deux noues distinctes en termes de matériaux de construction pour comparer, dans des conditions semi-contrôlées, les performances hydrologiques et épuratoires de deux types de noues contrastés. La première noue correspond à une noue standard et a été construite avec un loam limoneux excavé localement. Une noue standard, traditionnellement aménagée pour canaliser les flux d'eau, est aussi *a priori* dotée de capacités épuratoires. La seconde noue correspond à une noue de filtration ; sa partie centrale a été construite avec du sable et du gravier, qui sont des matériaux caractérisés par des capacités d'infiltration accrues par rapport au loam limoneux de la noue standard. Les noues de filtration sont considérées comme des ouvrages prometteurs, d'une part pour épurer efficacement les eaux de ruissellement et d'autre part pour abattre les volumes ruisselés.

Le pilote intègre différents équipements permettant l'injection d'eaux de ruissellement naturelles ou semi-synthétiques dans les noues, la collecte d'échantillons d'eaux traitées au niveau de la surverse de la noue standard et de la sortie des drains de chaque noue, la mesure en continu de l'état hydrique des sols et la mesure des débits au niveau de l'entrée de chaque noue, de la surverse de la noue standard et de la sortie des drains de chaque noue. Le simulateur de ruissellement, conçu spécifiquement pour cette étude, permettra d'injecter en simultané ou séparément dans chaque ouvrage des eaux de toiture ou des eaux de toitures dopées avec des sédiments et/ou des micropolluants organiques pour caractériser les fonctionnements hydraulique et/ou épuratoire des noues. Les évènements simulés en entrée de noues reproduiront pour la plupart des conditions de pluies fréquentes, ces dernières étant responsables de la majorité des flux d'eau et de polluants à l'échelle annuelle. Le simulateur a aussi été conçu pour pouvoir injecter les eaux dans la noue dans le sens longitudinal ou latéral, permettant de comparer son fonctionnement dans le cas où l'alimentation est localisée en tête – cas d'une noue de terrain alimentée par une buse – et dans le cas où l'alimentation est diffuse le long d'un talus – cas d'une noue de bord de route. Les mesures issues des sondes de teneur en eau et des débitmètres participeront à la caractérisation

du fonctionnement hydraulique et des performances hydrologiques des noues. Les échantillons d'eau collectés participeront à l'évaluation des performances épuratoires des deux noues. Les données sur la qualité des eaux et les suivis des débits permettront d'estimer les flux polluants entrant et sortant des noues. L'expérimentation a également comporté une phase de caractérisation des substrats des noues, dans l'objectif de mieux connaître leurs capacités respectives à infiltrer et à traiter les eaux de ruissellement. Par ailleurs, une attention particulière a été prétée aux conditions initiales encadrant un essai sur le pilote et à la qualité des données collectées.

Chapitre 4. Fonctionnement hydraulique et performances hydrologiques des noues pilotes

Ce chapitre est consacré aux résultats des essais ayant permis de caractériser à la fois le fonctionnement hydraulique et/ou les performances hydrologiques des deux noues pilotes. Ces résultats sont présentés séparément pour chacune des noues, en premier pour la noue standard et en second pour la noue de filtration. Une discussion portant sur la comparaison entre les fonctionnements hydrauliques des deux noues est ensuite proposée. Il est à noter que les figures et les tableaux sont présentés en anglais.

1. Introduction

Parmi les différents types de noues présentés dans le chapitre 1, deux types ont en particulier des objectifs opérationnels très contrastés, la noue standard et la noue de filtration. La noue standard est traditionnellement dimensionnée pour canaliser les volumes d'eau de ruissellement générés par des évènements intenses (Winston et al., 2019). Sa conception ne cible en revanche pas la gestion des plus petits évènements (< 20 mm), qui sont pourtant ceux générant la majorité du ruissellement annuel dans la plupart des zones tempérées (Davis et al., 2012). Contrairement à la noue standard, la conception d'une noue de filtration cible les petits évènements pluvieux pour les traiter. Pour cela, elle est dotée de matériaux perméables devant lui permettre d'infiltrer la quasi-totalité des volumes d'eau générés par les évènements pluvieux fréquents (c'est-à-dire les petits évènements) (Monrabal-Martinez et al., 2018). L'infiltration des eaux au sein de son massif favorise ensuite le fonctionnement de plusieurs processus épuratoires, comme la sédimentation, la filtration physique et l'adsorption des polluants sur la matrice sol (Flanagan et al., 2018, 2019). En dépit de ces connaissances sur les capacités hydrauliques des noues standards et de filtration, leur fonctionnement hydraulique vis-à-vis des évènements fréquents restent peu ou pas caractérisé. Ces caractérisations s'avèrent pourtant primordiales pour mieux évaluer les potentiels épuratoires de ces types de noues, les évènements fréquents générant la majorité des flux polluants annuels (Tedoldi et al., 2017).

En plus des différences de fonctionnement hydraulique liées aux matériaux de construction de la noue, d'autres facteurs sont susceptibles d'affecter leurs performances hydrologiques : l'importance de l'évènement pluvieux (Davis et al., 2012), la géométrie de la noue (Winston et al., 2017), le temps de séjour des eaux au sein de la noue (Winston et al., 2019), la ratio entre la surface active produisant le ruissellement et la surface de la noue (Winston et al., 2017), l'état initial de saturation en eau du sol de la noue (Rujner et al., 2018a), l'âge de la noue (Osouli et al., 2017) et le couvert végétal de la noue (Leroy et al., 2016). Parmi ces paramètres, l'importance de l'évènement pluvieux (cumul et/ou intensité)

et l'état initial de saturation en eau du sol peuvent varier : ils sont à prendre en considération pour mieux évaluer la variabilité des performances hydrologiques d'une noue.

Par ailleurs, les compartiments de la noue recevant les eaux de ruissellement ne sont pas les mêmes suivant la modalité d'alimentation de l'ouvrage. En effet, l'alimentation en eau peut être localisée en tête d'ouvrage, c'est le cas d'une buse positionnée en amont de la noue. Elle produit alors un ruissellement longitudinal, alimentant en eau la partie centrale de la noue (le fond de la noue). L'alimentation peut aussi être latérale en étant générée le long d'un talus de la noue, c'est le cas d'un ruissellement de bord de route (Tedoldi et al., 2017). Elle produit alors un ruissellement diffus alimentant à la fois un des talus de la noue et sa partie centrale. Néanmoins, les différences de performances hydrologiques liées à la modalité d'alimentation de la noue n'ont jamais encore été investiguées.

Pour pallier ces manques de connaissances, notre étude s'est attachée à mieux caractériser et comparer le fonctionnement hydraulique d'une noue standard et d'une noue de filtration vis-à-vis des pluies fréquentes. Le premier objectif est de mieux connaître leur capacité respective à infiltrer les eaux de ruissellement, favorisant les processus de rétention et/ou de dégradation de nombreux micropolluants (Tedoldi et al., 2016). Le second objectif est d'évaluer la variabilité du fonctionnement hydraulique et des performances hydrologiques des deux noues sous différentes conditions d'alimentation en termes de modalité d'alimentation (alimentation en tête ou latérale) et d'intensités d'évènements. Enfin, l'impact des variations d'état de saturation en eau de leur partie centrale sur les performances hydrologiques des deux noues a été étudié.

2. Matériels et méthodes

2.1. Site expérimental

Deux noues pilotes, une noue standard et une noue de filtration, ont été construites en décembre 2016 sur la plateforme expérimentale *Aquasim* du CSTB Nantes. La géométrie des deux noues est identique et a été détaillée dans le chapitre 3. Les deux noues diffèrent par les matériaux de construction de leur partie centrale. Les résultats des caractérisations de certaines propriétés hydrodynamiques (conductivité hydraulique à saturation (K_s) et porosité) des matériaux des noues pilotes ont été présentés dans le chapitre 3 (voir Tableau 3.2). La porosité et le K_s des matériaux de la partie centrale de la noue de filtration sont plus élevés que ceux du loam limoneux : le fond de la noue de filtration présente donc une infiltrabilité et une capacité de stockage d'eau plus importantes que le fond de la noue standard.

2.2. Simulateur de ruissellement et alimentation en eau du pilote

Le simulateur de ruissellement qui a été présenté dans le chapitre 3 a été utilisé pour alimenter artificiellement en tête ou latéralement les deux noues. Deux séries d'essais ont été réalisées sur le pilote.

La première série (automne-hiver 2017-2018) comprenait uniquement des alimentations en tête à des débits constants de 0,14, 0,225, 0,27 et 0,8 L/s sur des durées de 2 h ou de 3h28 min (Tableau 4.1). La seconde série (printemps-été 2018) comprenait des alimentations en tête ou latérale à des débits constants de 0,14 (en tête), 0,27 (en tête et latérale) et 0,8 L/s (en tête et latérale) sur des durées de 2 h (Tableau 4.1). Chaque condition a été réalisée au minimum à 3 reprises pour évaluer la variabilité de la réponse hydraulique de chaque noue (Tableau 4.1). Chaque test a été réalisé au moins 24 h après celui qui le précède, garantissant une réponse hydraulique de la noue indépendante du test antérieur. Le pilote n'étant pas couvert, les essais ont été réalisés de préférence par temps sec et les précipitations naturelles pendant la durée de l'évènement (du départ du test à la fin des réponses des noues) ont été enregistrées par deux pluviomètres présents sur le site.

Tableau 4.1. Caractéristiques des essais réalisés sur les noues pilotes (n = nombre de tests)

	Scenario	Inflow rate Duration (t)	Inflow path	Swale(s)
1st series of tests Autumn-Winter 2017-2018	Low frequent event	0.14 L/s (n = 3) t = 2 h	Upstream inflow	Standard swale, Filtering swale
	High frequent event	0.27 L/s (n = 3) t = 2 h	Upstream inflow	Standard swale, Filtering swale
	Severe event	0.80 L/s (n = 3) t = 2 h	Upstream inflow	Standard swale
	Special event	0.225 L/s (n = 3) t = 3 h 28 min	Upstream inflow	Standard swale, Filtering swale
2nd series of tests Spring-Summer 2018	Low frequent event	0.14 L/s (n = 6) t = 2 h	Upstream inflow	Standard swale, Filtering swale
	High frequent event	0.27 L/s (n = 6) t = 2 h	Upstream inflow	Standard swale, Filtering swale
	Severe event	0.80 L/s (n = 3) t = 2 h	Upstream inflow	Standard swale
	High frequent event	0.27 L/s (n = 7) t = 2 h	Lateral inflow	Standard swale, Filtering swale
	Severe event	0.80 L/s (n = 3) t = 2 h	Lateral inflow	Standard swale

Pour rappel, les alimentations à 0,14 L/s ('Low frequent event') et à 0,27 L/s ('High frequent event') ont pour objectifs de reproduire des pluies fréquemment observées à Nantes alors que l'alimentation à 0,8 L/s a pour objectif de reproduire un évènement plus sévère ('Severe event'). Par ailleurs, l'alimentation à 0,225 L/s a visé à reproduire un évènement spécifique des caractéristiques de la pluviométrie nantaise, en appliquant la méthode détaillée par Osouli et al. (2017).

En termes de réalisation, les alimentations à 0,14 et à 0,27 L/s ont été produites en simultané en tête des deux noues pour évaluer leur fonctionnement hydraulique via à vis de deux évènements fréquents d'intensité différente. L'alimentation à 0,225 L/s a été produite en simultané en tête des deux noues pour évaluer leurs performances hydrologiques vis-à-vis de cet évènement spécifique de la pluviométrie nantaise. Parmi ces trois conditions de débit, seule l'alimentation à 0,27 L/s a été injectée latéralement dans les deux noues pour évaluer l'impact de la modalité d'alimentation sur les performances de la noue,

notre simulateur de ruissellement ne permettant pas une répartition uniforme du flux d'eau pour des débits à 0,14 et à 0,225 L/s. Par ailleurs, le débit à 0,8 L/s a été uniquement injecté en tête et latéralement dans la noue standard afin d'évaluer la variabilité de sa réponse hydraulique dans des conditions a priori moins favorables à l'infiltration de l'eau, c'est-à-dire plus proches de celles visées par sa conception traditionnelle (canalisation du flux d'eau).

2.3. **Données collectées sur le pilote**

2.3.1. Mesures des débits et des volumes

Le dispositif de suivi des débits et des volumes en entrée/sortie de noue a été détaillé dans le chapitre 3. En termes de traitement des données, les débits en entrée de noues ont été moyennés sur 5 min pour lisser leurs variations. Les débits en sortie de noues ont été moyennés sur 1 min.

2.3.2. Mesures des précipitations atmosphériques

Le pilote n'étant pas couvert, deux pluviomètres (un pluviomètre à augets basculeurs et un pluviomètre hydrostatique) présents sur le site du CSTB Nantes ont été utilisés pour mesurer les données de pluies précipitées sur la durée d'un essai (du démarrage de l'alimentation jusqu'à la fin des réponses des noues). L'utilisation des données acquises par le pluviomètre hydrostatique a été privilégiée par rapport à celles du pluviomètre à augets basculeurs (un basculement tous les 0,2 L), en raison de sa mesure plus précise de l'intensité de pluie (meilleure résolution, acquisition sur 30 s contre 10 min pour le pluviomètre à augets basculeurs). Les mesures du pluviomètre à augets basculeurs ont été utilisées lors de dysfonctionnements du pluviomètre hydrostatique.

En termes de traitement des données, les volumes d'eau de pluie apportés sur la durée d'un essai ont été estimés en multipliant le cumul de pluie par la surface totale de chaque ouvrage (28 m²).

2.3.3. Mesures des teneurs en eau volumique

Les capteurs de mesure de la teneur en eau volumique et leurs emplacements ont été décrits dans le chapitre 3. L'acquisition des mesures de teneur en eau volumique est effectuée sur un pas de temps de 1 min par la centrale CR3000 utilisée pour l'acquisition des débits. Les mesures brutes (en mV) ont été transformées en teneurs en eau volumique en utilisant l'équation donnée par le constructeur. Ces données post-traitées ont ensuite été utilisées pour détecter la présence d'écoulements dans la partie centrale et dans les talus des deux noues. De plus, elles ont servi à estimer l'évolution temporelle du degré de saturation en eau de la partie centrale de chaque noue (Sr), en suivant l'exemple de Rujner et al. (2018a). Pour cela, le volume d'eau de chaque partie centrale (hors volume de la couche de gravier de 10 cm enveloppant les drains) a été estimé en utilisant les mesures de θ_v des sondes EC-5 et en décomposant chaque partie centrale en 12 strates de volume $\alpha_k * \beta * \gamma_j$ avec k la profondeur d'installation de la sonde, j la distance de la sonde à l'amont, α la hauteur de la strate, β la largeur de la strate prise

égale à celle du fond de la noue (1,1 m) et γ la longueur de la strate (Figure 4.1). Le volume de chaque strate varie en fonction de sa position par raport à la surface du fond de la noue (k) et par rapport à l'amont de la noue (j) (Figure 4.1).

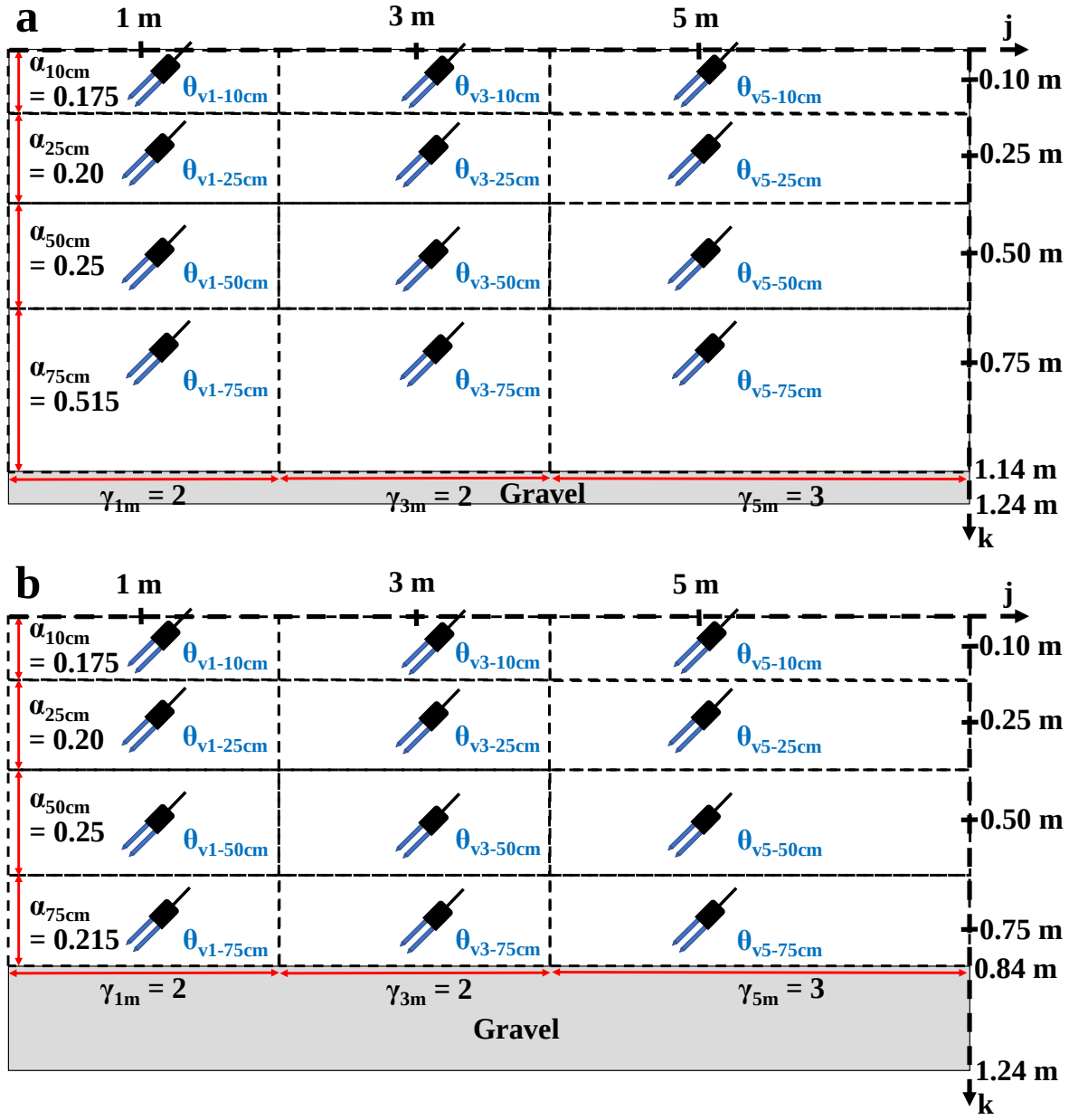


Figure 4.1. Dimensions des strates volumiques choisies et teneurs en eau volumiques associées pour estimer le degré de saturation de la partie centrale d'une noue pilote. a Noue standard. b. Noue de filtration

Sr a été calculé sur un pas de temps de 1 min en utilisant les équations suivantes (les valeurs α, θ, β et γ sont indiquées sur la Figure 4.1) :

$$V_{sol\text{-}1m}=(\alpha_{10cm}\times\theta_{v1\text{-}10cm}+\alpha_{25cm}\times\theta_{v1\text{-}25cm}+\alpha_{50cm}\times\theta_{v1\text{-}50cm}+\alpha_{75cm}\times\theta_{v1\text{-}75cm})\times\beta\times\gamma_{1m} \quad \text{(Equation 4.1)}$$

avec $V_{sol\text{-}1m}$ le volume d'eau (en m^3) contenu dans les strates du premier profil vertical de sondes

$$V_{sol\text{-}3m}=(\alpha_{10cm}\times\theta_{v3\text{-}10cm}+\alpha_{25cm}\times\theta_{v3\text{-}25cm}+\alpha_{50cm}\times\theta_{v3\text{-}50cm}+\alpha_{75cm}\times\theta_{v3\text{-}75cm})\times\beta\times\gamma_{3m} \quad \text{(Equation 4.2)}$$

avec $V_{sol\text{-}3m}$ le volume d'eau (en m^3) contenu dans les strates du deuxième profil vertical de sondes

$$V_{sol\text{-}5m}=(\alpha_{10cm}\times \theta_{v5\text{-}10cm}+\alpha_{25cm}\times\theta_{v5\text{-}25cm}+\alpha_{50cm}\times\theta_{v5\text{-}50cm}+\alpha_{75cm}\times\theta_{v5\text{-}75cm})\times\beta\times\gamma_{5m} \quad \text{(Equation 4.3)}$$

avec $V_{sol\text{-}5m}$ le volume d'eau (en m^3) contenu dans les strates du troisième profil vertical de sondes

$$V_{sol}=V_{sol\text{-}1m} + V_{sol\text{-}3m} + V_{sol\text{-}5m} \quad \text{(Equation 4.4)}$$

avec V_{sol} le volume d'eau (en m^3) contenu dans la partie centrale de la noue (hors couche de gravier de 10 cm)

$$Sr=\frac{V_{sol} - V_{sol\text{-}r}}{V_{sol\text{-}sat} - V_{sol\text{-}r}} \quad \text{(Equation 4.5)}$$

avec $V_{sol\text{-}r}$ le volume d'eau (en m^3) contenu dans la partie centrale de la noue lorsque tous les θ_v sont égaux à la teneur en eau volumique résiduelle θ_{vr} et $V_{sol\text{-}sat}$ le volume d'eau (en m^3) contenu dans la partie centrale de la noue lorsque tous les θ_v sont égaux à la teneur en eau à saturation (prise égale à la porosité du loam limoneux pour la noue standard et du sable pour la noue de filtration). Les teneurs en eau résiduelles du loam limoneux et du sable ont été estimées d'après les tables de données de Rawls et al. (1982), à savoir 0,015 $m^3.m^{-3}$ pour le loam limoneux et 0,02 $m^3.m^{-3}$ pour le sable.

La valeur initiale de Sr, Sr_{ini}, calculée à t = 0 min (avant l'alimentation des noues), a permis de caractériser le degré initial de saturation en eau du massif. De plus, l'augmentation maximale de Sr, ΔSr_{max}, a été estimée par différence entre le degré maximal de saturation en eau du massif atteint au cours de l'essai et Sr_{ini}.

2.3.4. Suivi ponctuel de la conductivité électrique et du pH

Quelques suivis ponctuels de la conductivité électrique et du pH, par prélèvement manuel d'eau en entrée/sortie de noues pendant un essai, ont été réalisés (Tableau 4.2). La fréquence de collecte d'échantillons a été basée sur les variations de débits caractéristiques de la réponse hydraulique de chaque noue (fréquence plus élevée lors des phases d'augmentation ou de diminution rapide du débit). L'objectif était de collecter des informations sur le temps de séjour des eaux au sein des noues, sur la base d'un fort contraste entre la conductivité électrique des eaux injectées (~ 20 à 30 µS/cm) et celle des eaux en sortie de drains avant le départ de l'essai (eau drainée > 400 µS/cm). Les mesures de conductivité électrique et du pH ont été effectuées avec des sondes terrain préalablement étalonnées (WTW ProfiLine Multi 3320, Weilheim, Germany).

Tableau 4.2. Nombre de suivis (en **gras***) de la conductivité électrique (EC) ou du pH en entrée/sortie(s) de noue pendant un essai de caractérisation des performances hydrologiques des noues*

Swale	EC	pH
Standard swale	**3** (0.14 L/s) ; **1** (0.27 L/s upstream) et **3** (0.27 L/s lateral) ; **2** (0.8 L/s upstream) et **3** (0.8 L/s lateral) ; **3** (0.225 L/s)	**1** (0.27 L/s upstream) ; **1** (0.8 L/s lateral) ; **1** (0.225 L/s)
Filtering swale	**3** (0.14 L/s) ; **1** (0.27 L/s upstream) et **3** (0.27 L/s lateral) ; **3** (0.225 L/s)	**1** (0.27 L/s upstream) ; **1** (0.225 L/s)

2.4. Analyse des données

2.4.1. Réponse hydraulique et indicateurs de performances hydrologiques

Les hydrogrammes des débits d'entrée et de sortie (deux hydrogrammes de sorties pour la noue standard contre un seul pour la noue de filtration) ont été tracés pour tous les essais pour visualiser les réponses hydrauliques des noues (voir la Figure 4.2 pour un exemple d'hydrogrammes associés à la noue standard). La moyenne du débit d'entrée (Q_{in}) dans la noue et son écart-type sur la durée de l'alimentation ont été calculés pour évaluer sa stabilité. Par ailleurs, les évolutions horaires des volumes cumulés alimentant l'ouvrage, sortant de la surverse, sortant des drains ainsi que du volume total cumulé déversé en aval de la noue (surverse + drains) ont été tracées. Il est à noter que ces évolutions ont aussi été estimées à t = 3h30 min pour l'essai à 0,225 L/s (durée de 3h28 min).

Plusieurs indicateurs ont servi à l'estimation des performances hydrologiques de chaque noue. La durée T de chaque évènement a été estimée à partir du taux d'augmentation horaire du volume sortant des drains de la noue (noté τ) : elle est égale au nombre d'heures écoulées depuis le départ de l'essai jusqu'à atteindre un $\tau < 1\%$.

$$\tau = \frac{V_h - V_{h-1}}{V_h} \quad \text{(Equation 4.6)}$$

avec V_h le volume total rejété à l'heure h (surverse ou sortie des drains) et V_{h-1} le volume total rejeté à l'heure h-1.

Les abattements du débit de pointe au niveau de la surverse (ΔQ_p), calculé pour la noue standard, et de la sortie des drains (ΔQ_{sub}), calculé pour les deux noues, ont été estimés à partir des équations suivantes (voir aussi la Figure 4.2) :

$$\Delta Q_p = \frac{\max(Q_{in}) - \max(Q_{over})}{\max(Q_{in})} \quad \text{(Equation 4.7)}$$

avec $\max(Q_{in})$ le maximum de la moyenne horaire de Q_{in} et $\max(Q_{over})$ le débit maximal atteint au niveau de la surverse

$$\Delta Q_{sub} = \frac{\max(Q_{in}) - \max(Q_{sub})}{\max(Q_{in})} \quad \text{(Equation 4.8)}$$

avec $\max(Q_{sub})$ le débit maximal atteint en sortie de drains

Les temps de réponse des noues au niveau de la surverse $T_{lag\text{-}surf}$ (noue standard) et des drains $T_{lag\text{-}sub}$ (noues standard et noue de filtration) ont été estimés comme le décalage temporel entre les centroïdes des hydrogrammes (Figure 4.2).

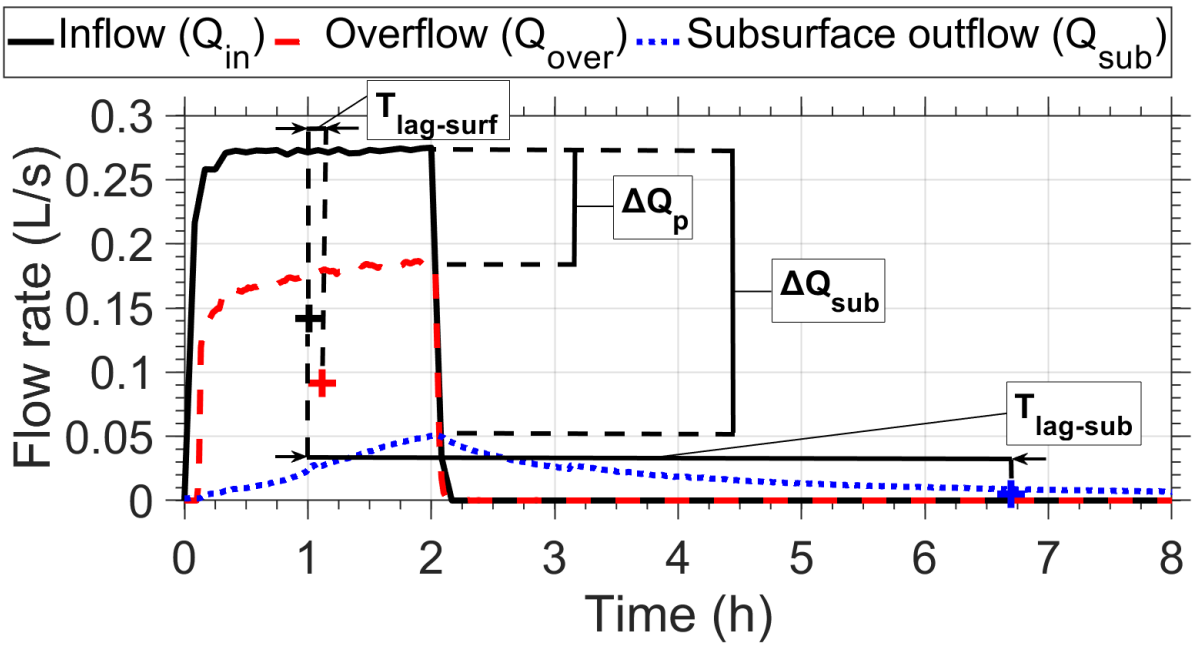


Figure 4.2. Hydrogrammes et indicateurs associés pour estimer les performances hydrologiques des noues

Des bilans volumiques ont été réalisés sur la durée T de chaque évènement. Le volume d'eau injecté artificiellement dans la noue est noté V_{in}, le volume total sortant de la noue est noté V_{out} (somme des volumes sortant de la surverse V_{over} et des drains V_{sub}) et le volume infiltré et/ou évapotranspiré (provenant de V_{in}), estimé par différence entre V_{in} et V_{over}, est noté V_{inf}. Le volume de pluie précipité entre le démarrage de l'alimentation et la fin de l'évènement, V_{rain}, a été calculé car il peut contribuer significativement à V_{out}. Le taux de volume d'eau infiltré ou évapotranspiré (noté Infilt) a été estimé en calculant le rapport V_{inf}/V_{in}. Enfin, l'abattement volumique sur la durée de l'évènement (noté ΔV) a été estimé en calculant le rapport V_{out}/V_{in}.

2.4.2. Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont visé à établir l'existence ou non de relations significatives entre les paramètres ΔV, Infilt, Sr_{ini}, ΔSr_{max}, $T_{lag-surf}$, $T_{lag-sub}$, T, ΔQ_p et ΔQ_{sub}. Des tests non-paramétriques ont été utilisés en raison de la non-normalité des distributions de certains paramètres.

Les corrélations entre ces paramètres ont été investiguées par la méthode de Spearman (calcul des coefficients ρ). Elles ont été réalisées indépendamment sur deux séries de valeurs des paramètres étudiés, estimées à partir des données acquises sur les deux séries d'essais effectuées sur le pilote (automne-hiver 2017-2018 et printemps-été 2018).

Des comparaisons entre les distributions des paramètres obtenues sur une même noue respectivement lors des alimentations en tête et latérale à 0,27 L/s (deuxième série d'essais) ont été effectuées avec le test de Mann-Whitney. De telles comparaisons n'ont pas été effectuées sur les résultats des alimentations en tête et latérale à 0,8 L/s en raison du faible nombre de données (n = 3). En outre,

les distributions de ΔV de la noue standard et de la noue de filtration, pour des alimentations en tête et latérale à 0,27 L/s, ont été comparées avec des tests de Mann-Whitney.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec la version 5.03 du logiciel GraphPad Prism (GraphPad Software, san Diego, CA, USA). Un test statistique a été considéré significatif lorsque la valeur-p (notée *p*) est inférieure à 0,05.

3. **Résultats**

Les résultats de la première et de la seconde série d'essais réalisées sur les noues pilotes (Tableau 4.3 et Tableau 4.4) montrent que les degrés initiaux de saturation en eau des parties centrales des noues sont similaires au sein de chaque série. En effet, ils sont compris pour la première série entre 12 et 14% pour la noue de filtration (excepté l'évènement Special n°1) et entre 73 et 76% pour la noue standard (Tableau 4.3). Pour la seconde série, ils sont compris entre 12 et 16% pour la noue de filtration (excepté les évènements Frequent high n°1 et 2 injectés en tête) et entre 73 et 79% pour la noue standard (Tableau 4.4). De plus, tous les débits moyens d'alimentation sont égaux ou proches de ceux visés (Tableau 4.3 et Tableau 4.4). Leurs écart-types restreints attestent d'une bonne stabilité de l'alimentation dans le temps (Tableau 4.3 et Tableau 4.4). Par ailleurs, seuls deux évènements pluvieux pour la noue standard (première série, Frequent low n°1 et Frequent high n°1) et un évènement pluvieux pour la noue de filtration (première série, Frequent low n°1) ont généré un volume d'eau supérieur à 5% du volume injecté artificiellement.

Tableau 4.3. Résultats de la première série d'essais sur les noues pilotes (automne – hiver 2017). Degré initial de saturation en eau de la partie centrale de la noue (Sr_{ini}) et augmentation maximale de son degré de saturation (ΔSr_{max}) ; débit moyen d'eau alimentant la noue Q_{in} (moyenne ± écart-type) ; volume entrant V_{in} (injecté artificiellement) et sortant V_{out} de la noue ; volume infiltré ou évapotranspiré V_{inf} entre le début de l'alimentation et la fin de la surverse ; volume de pluie précipitée V_{rain} sur la durée de l'évènement ; temps de réponse ($T_{lag-surf}$ et $T_{lag-sub}$) ; durée de l'évènement T ; abattements du débit de pointe en sortie de surface (ΔQ_p) et de drains (ΔQ_{sub}) ; abattement volumique ΔV

Scenario		Flow path	Sr_{ini} (%)	ΔSr_{max} (%)	Q_{in} (L/s)	V_{in} (L)	V_{out} (L)	V_{inf} (L)	V_{rain} (L)	$T_{lag-surf}$ (min)	$T_{lag-sub}$ (min)	T (h)	ΔQ_p (%)	ΔQ_{sub} (%)	ΔV (%)
Standard swale															
Frequent low	1	Upst-ream	76	8	0.13 ± 0.00	961	1076	523	145	11.7	360.5	24	42	72	-12
	2	Upst-ream	74	11	0.14 ± 0.00	1087	1003	721	2	17.1	277.6	23	53	68	8
	3	Upst-ream	76	9	0.14 ± 0.00	1035	1020	679	0	16.8	273.0	23	53	67	1

Tableau 4.3 (suite)

Scenario		Flow path	Sr_{ini} (%)	ΔSr_{max} (%)	Q_{in} (L/s)	V_{in} (L)	V_{out} (L)	V_{inf} (L)	V_{rain} (L)	$T_{lag-surf}$ (min)	$T_{lag-sub}$ (min)	T (h)	ΔQ_p (%)	ΔQ_{sub} (%)	ΔV (%)
Frequent high	1	Upst-ream	76	8	0.27 ± 0.01	1950	1984	735	211	6.0	325.9	24	32	81	-2
	2	Upst-ream	74	11	0.29 ± 0.00	2063	2006	757	0	6.7	295.1	22	31	84	3
	3	Upst-ream	73	11	0.28 ± 0.01	1977	1902	779	4	8.0	286.5	22	30	83	4
Severe	1	Upst-ream	75	11	0.79 ± 0.01	5708	5611	1159	0	7.1	185.0	18	18	86	2
	2	Upst-ream	75	10	0.79 ± 0.04	5669	5180	1775	0	4.3	158.2	16	21	84	9
	3	Upst-ream	75	11	0.79 ± 0.01	5727	5627	1457	7	4.0	149.2	16	22	82	2
Special	1	Upst-ream	75	9	0.22 ± 0.02	2714	2619	1116	6	12.4	184.7	19	33	72	4
	2	Upst-ream	76	10	0.23 ± 0.02	2911	2888	1220	119	11.8	168.1	19	23	69	2
	3	Upst-ream	76	11	0.23 ± 0.00	2867	2714	1561	13	10.0	99.6	15	48	54	4
Filtering swale															
Frequent low	1	Upst-ream	14	10	0.14 ± 0.01	1054	1040	1054	145		30.2	6		-1	1
	2	Upst-ream	12	10	0.14 ± 0.01	1061	1020	1061	0		29.6	6		1	4
	3	Upst-ream	12	11	0.14 ± 0.00	1011	964	1011	0		30.5	6		1	5
Frequent high	1	Upst-ream	14	10	0.26 ± 0.01	1886	1842	1886	0		24.0	5		2	2
	2	Upst-ream	14	11	0.25 ± 0.00	1816	1758	1816	0		23.6	5		1	3
	3	Upst-ream	13	11	0.26 ± 0.01	1897	1834	1897	4		23.6	5		5	3
Special	1	Upst-ream	3	20	0.22 ± 0.02	2762	2695	2762	0		21.2	6		-1	2
	2	Upst-ream	14	10	0.23 ± 0.02	2830	2764	2830	47		25.8	6		-2	2
	3	Upst-ream	12	11	0.22 ± 0.01	2777	2672	2777	0		32.0	7		-3	4

*un évènement pluvieux a été observé pendant l'injection d'eau de toiture dans la noue, en outre la durée de l'évènement a été arrêtée à 24 h sans remplir la condition sur le taux d'augmentation horaire du volume rejeté (ici $\tau > 1\%$) ; ** durée arrêtée à 24 h sans remplir la condition sur le taux d'augmentation horaire du volume rejeté (ici $\tau > 1\%$)

Tableau 4.4. Résultats de la deuxième série d'essais sur les noues pilotes (printemps – été 2018)

Scenario		Flow path	Sr_{ini} (%)	ΔSr_{max} (%)	Q_{in} (L/s)	V_{in} (L)	V_{out} (L)	V_{inf} (L)	V_{rain} (L)	$T_{lag-surf}$ (min)	$T_{lag-sub}$ (min)	T (h)	ΔQ_p (%)	ΔQ_{sub} (%)	ΔV (%)
Standard swale															
Frequent low	1	Upst-ream	76	6	0.14 ± 0.01	985	904	657	0	15.2	113.1	17	52	55	8
	2	Upst-ream	78	5	0.14 ± 0.00	1035	1003	616	0	11.0	119.7	18	53	57	3
	3	Upst-ream	78	4	0.14 ± 0.00	1014	961	648	0	12.2	111.0	17	54	53	5

Tableau 4.4 (suite)

Scenario		Flow path	Sr_{ini} (%)	ΔSr_{max} (%)	Q_{in} (L/s)	V_{in} (L)	V_{out} (L)	V_{inf} (L)	V_{rain} (L)	$T_{lag-surf}$ (min)	$T_{lag-sub}$ (min)	T (h)	ΔQ_p (%)	ΔQ_{sub} (%)	ΔV (%)
Frequent high	1	Upst-ream	74	12	0.27 ± 0.01	1931	1842	766	0	5.6	122.3	17	36	74	5
	2	Upst-ream	79	7	0.27 ± 0.01	1963	1992	631	0	4.7	109.8	15*	28	75	-1
	3	Upst-ream	79	4	0.28 ± 0.01	2008	1982	700	0	6.1	146.9	19	29	77	1
	4	Upst-ream	76	8	0.27 ± 0.01	1967	1809	854	0	9.5	67.3	13	31	70	8
	5	Upst-ream	76	7	0.26 ± 0.02	1900	1830	821	0	7.2	46.5	11	37	67	4
	6	Upst-ream	79	5	0.28 ± 0.01	2014	1889	840	0	9.7	53.2	12	32	71	6
Frequent high	1	Late-ral	76	8	0.28 ± 0.00	2027	1867	1006	0	5.9	175.4	20	44	66	8
	2	Late-ral	79	5	0.26 ± 0.01	1958	2025	827	2	5.4	158.6	19	37	61	-3
	3	Late-ral	79	5	0.27 ± 0.02	2019	1974	949	0	4.1	158.5	19	39	65	2
	4	Late-ral	79	3	0.28 ± 0.01	2031	1879	1195	0	8.0	68.0	13	54	53	8
	5	Late-ral	77	5	0.28 ± 0.01	2035	1836	1186	1	8.6	68.3	13	51	53	10
	6	Late-ral	76	7	0.28 ± 0.01	2005	1718	1064	0	10.4	80.8	14	41	62	14
	7	Late-ral	79	5	0.28 ± 0.01	2062	1861	1045	0	8.3	73.6	13	45	64	10
Severe	1	Upst-ream	79	4	0.79 ± 0.01	5698	5690	947	0	3.4	47.9	11	14	86	0
	2	Upst-ream	77	6	0.76 ± 0.06	5495	5329	1154	0	4.0	37.8	10	15	85	3
	3	Upst-ream	78	4	0.80 ± 0.02	5793	5707	1031	0	3.6	46.3	11	14	86	1
Severe	1	Late-ral	79	3	0.79 ± 0.02	5903	5742	1709	41	1.5	70.8	13	29	78	3
	2	Late-ral	76	6	0.79 ± 0.01	5746	5470	2038	0	2.0	48.6	10	31	72	5
	3	Late-ral	73	10	0.78 ± 0.01	5654	5137	2090	5	6.7	60.8	11	27	72	9
Filtering swale															
Frequent low	1	Upst-ream	12	17	0.14 ± 0.01	1035	919	1035	0		81.8	10		10	11
	2	Upst-ream	14	22	0.14 ± 0.00	1005	924	1005	0		96.0	11		11	8
	3	Upst-ream	14	21	0.14 ± 0.00	1003	927	1003	0		96.1	11		12	8
Frequent high	1	Upst-ream	29	12	0.27 ± 0.00	1979	1844	1979	0		42.9	7		3	7
	2	Upst-ream	32	10	0.27 ± 0.01	1965	1986	1965	0		51.2	8		3	-1
	3	Upst-ream	16	22	0.27 ± 0.01	1951	1863	1951	0		53.9	8		4	5
	4	Upst-ream	12	22	0.26 ± 0.00	1923	1757	1923	0		49.8	7		6	9
	5	Upst-ream	13	25	0.27 ± 0.02	1990	1758	1990	0		57.4	8		8	12

Tableau 4.4 (suite)

Scenario		Flow path	Sr_{ini} (%)	ΔSr_{max} (%)	Q_{in} (L/s)	V_{in} (L)	V_{out} (L)	V_{inf} (L)	V_{rain} (L)	$T_{lag-surf}$ (min)	$T_{lag-sub}$ (min)	T (h)	ΔQ_p (%)	ΔQ_{sub} (%)	ΔV (%)
	6	Upst-ream	14	24	0.26 ± 0.01	1861	1718	1861	0		54.6	8		6	8
Frequent high	1	Late-ral	12	22	0.27 ± 0.01	2018	1735	2018	0		74.9	10		16	14
	2	Late-ral	15	20	0.29 ± 0.01	2179	1852	2179	2		72.1	10		17	15
	3	Late-ral	15	20	0.27 ± 0.01	2034	1855	2034	0		71.6	10		12	9
	4	Late-ral	14	19	0.27 ± 0.01	1973	1668	1973	0		77.0	10		16	15
	5	Late-ral	13	20	0.27 ± 0.01	1971	1695	1971	1		79.8	10		15	14
	6	Late-ral	13	22	0.27 ± 0.02	1968	1644	1968	0		81.2	10		20	16
	7	Late-ral	15	22	0.26 ± 0.01	1913	1669	1913	0		81.8	10		15	13

*durée arrêtée à 15 h en raison d'un évènement pluvieux, la condition sur le taux d'augmentation horaire du volume rejeté n'a pas été atteinte (ici $\tau > 1\%$)

3.1. **Fonctionnement hydraulique et performances hydrologiques de la noue standard**

3.1.1. Hydrogrammes

Les Figure 4.3a, c, e et Figure 4.4a montrent les hydrogrammes types des différentes intensités d'évènements simulées en tête de noue standard en automne-hiver 2017-2018 (0,14, 0,27, 0,8 et 0,225 L/s). Les Figure 4.3b, d, f et Figure 4.4b montrent les évolutions des volumes cumulés pour ces évènements.

Les hydrogrammes types des surverses suivent 3 phases distinctes pour les 4 intensités d'évènements testées : (1) une montée en débit, qui est d'autant plus lente que le débit d'alimentation est faible, (2) une phase relativement stationnaire du débit se terminant lors de l'arrêt de l'alimentation et (3) une décroissance brusque du débit jusqu'à zéro (temps de décroissance $\leq 5 - 10$ min). Les hydrogrammes types des drains suivent 4 phases distinctes pour les 4 intensités d'évènements testés : (1) une montée en débit progressive, pouvant être un peu plus rapide lors des 15 premières minutes du test (évènements à 0,14 et 0,225 L/s), (2) l'atteinte d'un pic de débit au moment de l'arrêt de l'alimentation, (3) une phase de décroissance rapide du débit (excepté pour l'évènement type à 0,27 L/s) et (4) une longue phase de drainage du massif de la noue. Les pics de débits atteints à la sortie des drains lors des alimentations en tête à 0,14 et à 0,225 L/s sont très proches des débits maximaux atteints en sortie de surverse (différences ~ 0,01-0,02 L/s), contrastant avec les plus forts écarts oberservés lors des alimentations en tête à 0,27 et à 0,8 L/s (différences ~ 0,13-0,45 L/s).

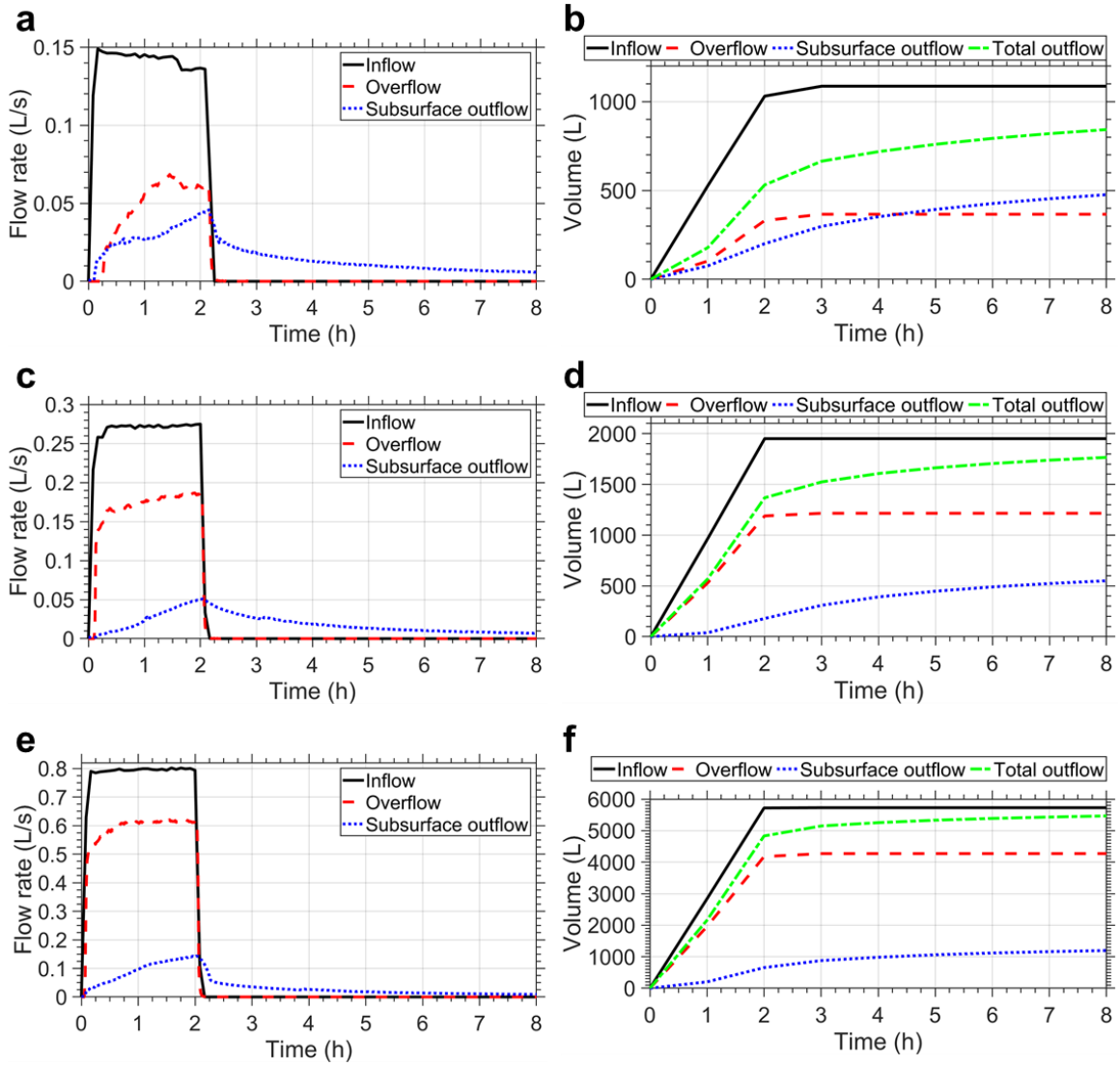


Figure 4.3. Réponses hydrauliques types de la noue standard observées en novembre/décembre 2017 (a, c, e : hydrogrammes – b, d, f : volumes cumulés). a - b. Alimentation 0,14 L/s en tête (18/12/2017). c - d. Alimentation 0,27 L/s en tête (27/11/2017). e - f. Alimentation 0,8 L/s en tête (12/12/2017)

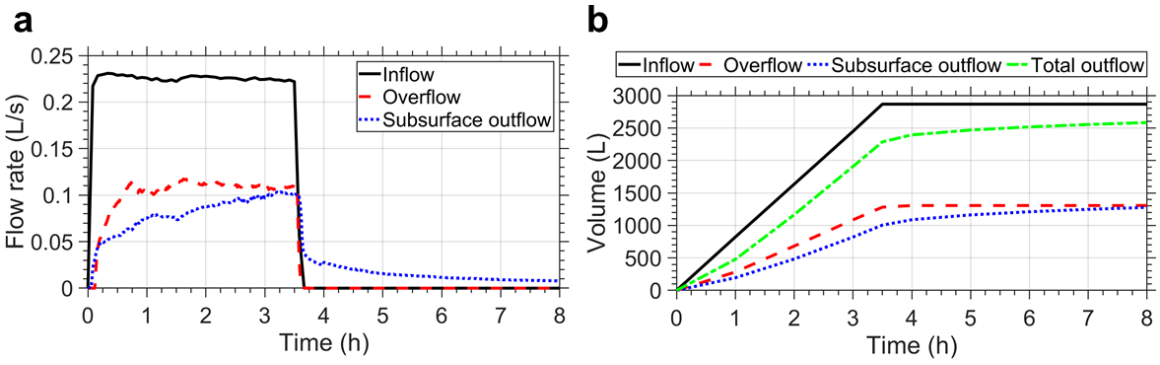


Figure 4.4. Réponse hydraulique type de la noue standard à un évènement spécial (a : hydrogrammes – b : volumes cumulés). a - b. Alimentation 0,225 L/s (30/01/2018)

Les volumes cumulés varient selon le débit d'alimentation. En effet, plus le débit d'alimentation augmente, plus le volume cumulé en sortie de drains est faible par rapport au volume cumulé de la

surverse. Le volume cumulé en sortie de drains en 8h est légèrement supérieur à celui de la surverse pour les alimentations à 0,14 L/s, équivalent à celui de la surverse pour les alimentations à 0,225 L/s, et 2 à 4 fois inférieur à celui de la surverse pour les alimentations à 0,27 et à 0,8 L/s.

Concernant les résultats de la seconde série d'essais, les Figure 4.5a, c et e montrent les hydrogrammes types des différentes intensités d'évènements simulées en tête de noue standard sur la période printemps-été 2018 (0,14, 0,27, 0,8 L/s).

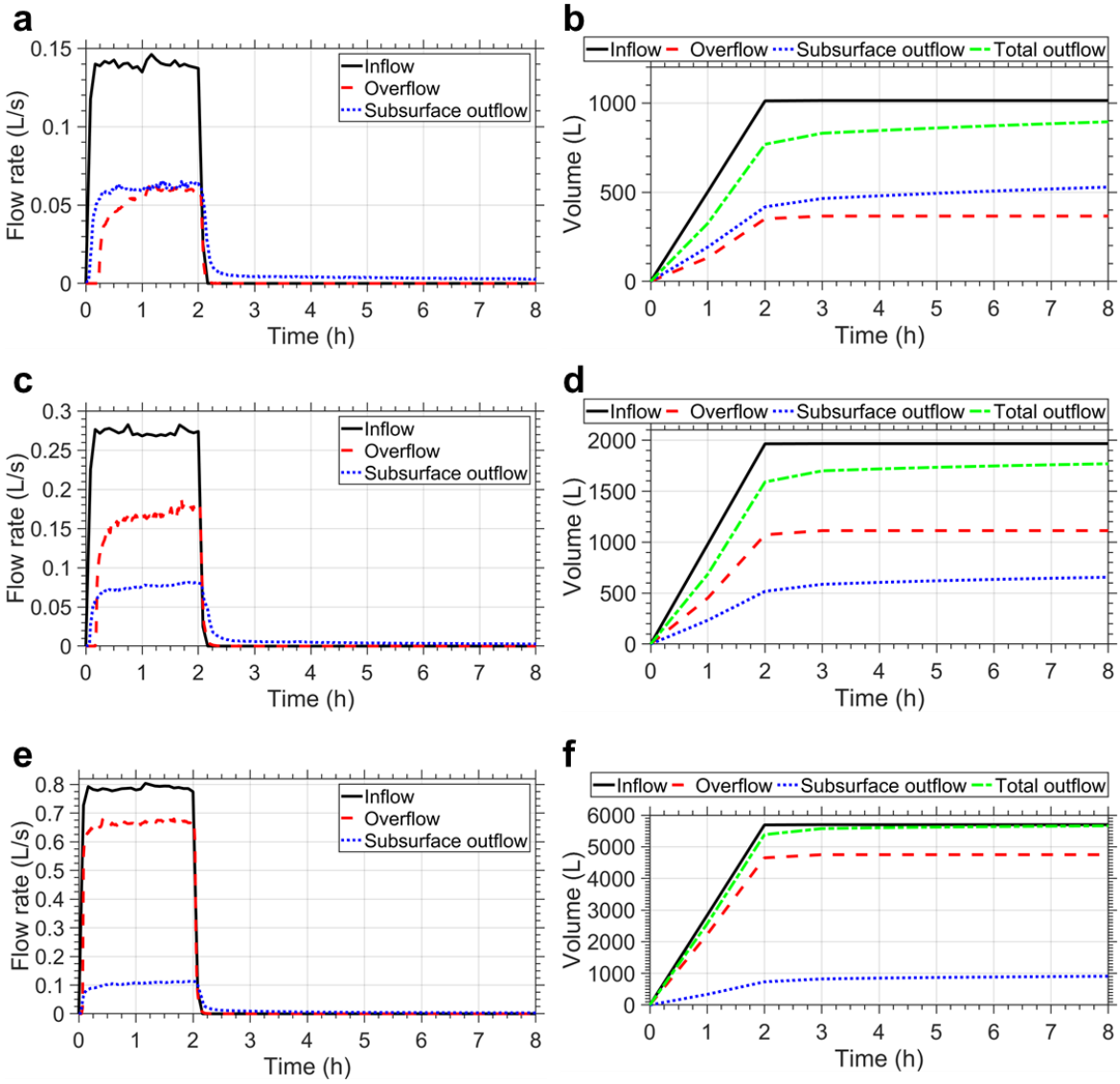


Figure 4.5. Réponses hydrauliques types de la noue standard observées entre mars et juin 2018 (a, c, e : hydrogrammes – b, d, f : volumes cumulés). a - b. Alimentation 0,14 L/s en tête (18/04/2018). c - d. Alimentation 0,27 L/s en tête 18/06/2018). e - f. Alimentation 0,8 L/s en tête (14/05/2018)

Les Figure 4.5b, d et f montrent les évolutions des volumes cumulés pour ces évènements. Les tendances des évolutions des débits et des volumes cumulés diffèrent de celles observées lors de la première série d'essais par une montée plus rapide du débit et du volume cumulé en sortie de drains, tous débits intensité d'alimentation confondus. Les débits en sortie de drains atteignent en 15 min leurs

valeurs maximales (phase n°1), puis restent quasi-constants (plateau) sur 1h45 min (phase n°2). La phase de drainage du massif lors de la seconde série d'essais (phase n°4) est ensuite caractérisée par des débits plus faibles, la rendant moins visible comparée à celle des évènements de la première série.

Les Figure 4.6a et c montrent les hydrogrammes types des différentes intensités d'évènements simulées latéralement dans la noue standard (printemps-été 2018, 0,27 et 0,8 L/s). Les Figure 4.6b et d montrent les évolutions des volumes cumulés pour ces évènements. Comparés aux évènements de même intensité simulés en tête de noue standard (printemps-été 2018), les débits en sortie de drains présentent une montée retardée (45 min à 1h avant d'atteindre le régime quasi-sationnaire) mais une valeur maximale plus élevée (+0,02 à +0,1 L/s), notamment pour l'alimentation latérale à 0,8 L/s (+0,1 L/s). Par conséquent, une phase supplémentaire pour décrire cette montée retardée du débit s'ajoute aux 4 identifiées précédemment pour l'évolution du débit en sortie de drains (alimentation en tête) ; elle vient s'intercaler entre la phase n°1 (montée rapide) et la phase n°2 (augmentation progressive, devenant phase n°3). De plus, les écarts entre les débits maximaux atteints au niveau de la surverse et ceux atteints en sortie de drains sont moindres lors d'une alimentation latérale de la noue (différences ~ 0,05-0,3 L/s). Les évolutions des volumes cumulés attestent d'un plus faible volume d'eau rejeté en 8 h en aval de la noue standard lors d'une alimentation latérale (p.ex. 100 L de différence pour les évènements types à 0,27 L/s et 300 L de différence pour les évènements types à 0,8 L/s).

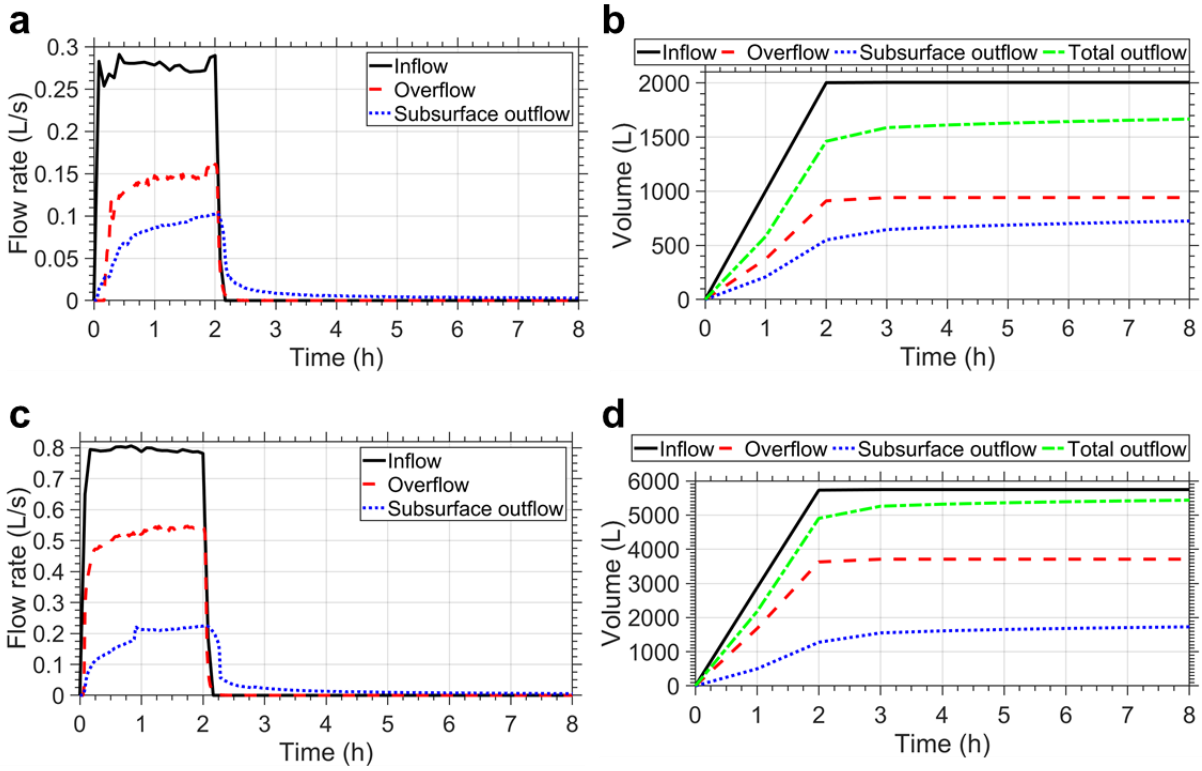


Figure 4.6. Réponses hydrauliques types de la noue standard obervées suite à des alimentations latérales (hydrogrammes – volumes cumulés). a – b. Alimentation 0,27 L/s latérale (27/06/2018). c – d. Alimentation 0,8 L/s latérale (03/05/2018)

3.1.2. Evolution de la conductivité électrique et du pH

Les Figure 4.7a et Figure 4.8a présentent les évolutions de la conductivité électrique EC des eaux entrant et sortant de la noue standard au cours respectivement d'une alimentation en tête à 0,225 L/s et d'une alimentation latérale à 0,27 L/s. Les valeurs d'EC des eaux injectées dans les noues, constantes lors des alimentations, sont d'environ 30 µS/cm. Elles contrastent avec les valeurs d'EC des eaux sortant du massif avant les débuts des alimentations (600 à 700 µS/cm). Les deux types d'essais présentent des tendances similaires concernant les évolutions des ECs. Les ECs des eaux atteignant la surverse, c'est-à-dire n'ayant pas transité au sein de la matrice sol, sont équivalentes à celles des eaux d'alimentation (environ 30 à 40 µS/cm). En revanche, les ECs des eaux sortant des drains présentent une évolution en 5 phases : (1) une décroissance brutale en moins de 20 minutes (passage de 600-700 µS/cm à 80-100 µS/cm), (2) une phase stationnaire marquée par des valeurs d'EC comprises entre 80 et 100 µS/cm pendant 40 min, (3) une montée progressive de la conductivité électrique jusqu'à l'arrêt de l'alimentation (plus visible sur l'alimentation de 3h28 min à 0,225 L/s), (4) une croissance brutale de EC dans l'heure suivant l'arrêt de l'alimentation (durée totale de cette phase visible pour l'alimentation à 0,225 L/s) et (5) un retour à l'EC initiale.

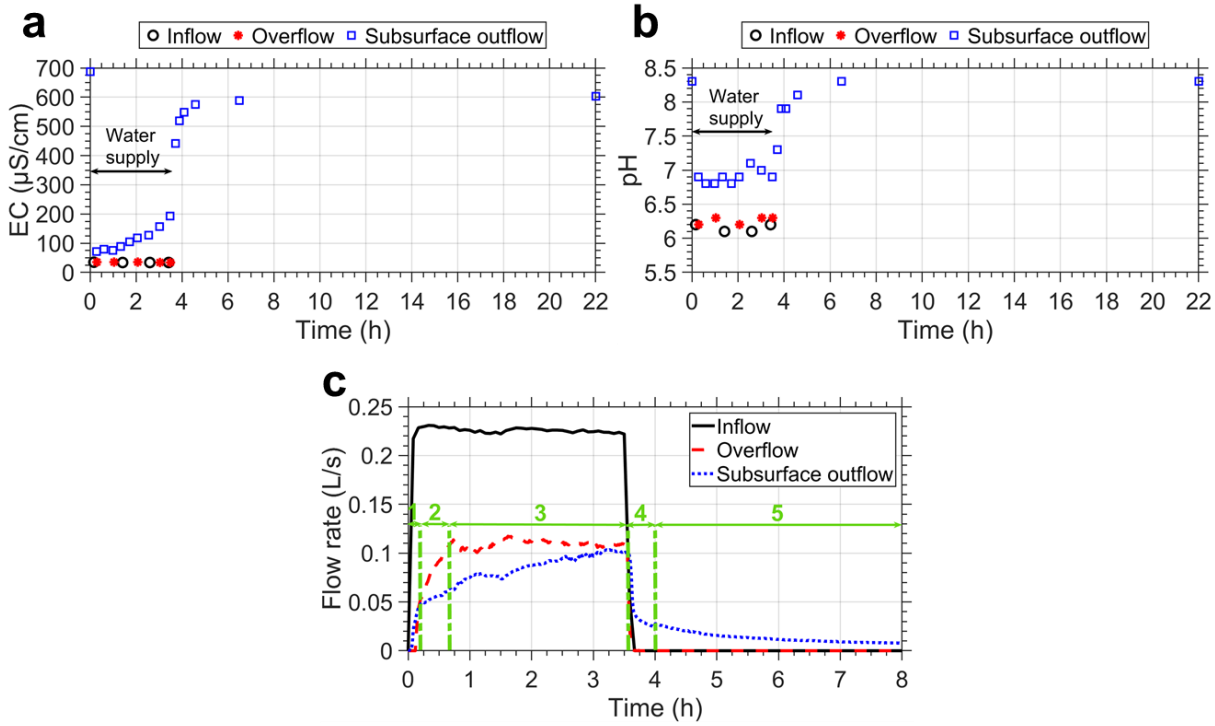


Figure 4.7. Evolution de la conductivité électrique EC et du pH à l'entrée et aux sorties de la noue standard (alimentation 0,225 L/s – 30/01/2018). a. Evolution de EC. b. Evolution du pH. c. Hydrogrammes avec les différentes phases d'évolution de la conductivité électrique en sortie de drains (en vert)

Ces 5 phases ont été positionnées sur les hydrogrammes respectifs des évènements à 0,225 (Figure 4.7 c) et 0,27 L/s (Figure 4.8 b). Pour l'évènement à 0,225 L/s, les phases 1, 4 et 5 de l'évolution de EC en sortie de drains coïncident avec les phases 1, 3 et 4 de l'évolution du débit en sortie de drains

mentionnées précédemment. De plus, les phases 2 et 3 de l'évolution de EC coïncident avec la phase 2 de l'évolution du débit en sortie de drains. Pour l'évènement à 0,27 L/s (alimentation latérale), les 5 phases de l'évolution de EC coïncident avec les 5 phases de l'évolution du débit en sortie de drains mentionnées précédemment. Ces correspondances attestent de la possibilité d'utiliser l'évolution temporelle de la conductivité électrique en tant que marqueur de la réponse hydraulique du sol de la noue standard.

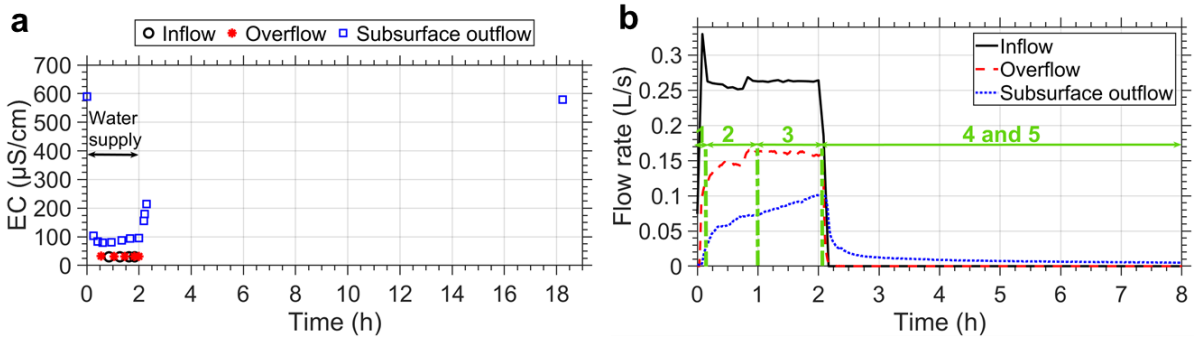


Figure 4.8. Evolution de la conductivité électrique EC à l'entrée et aux sorties de la noue standard (alimentation 0,27 L/s latérale – 20/03/2018). a. Evolution de EC. b. Hydrogrammes avec les différentes phases d'évolution de la conductivité électrique en sortie de drains (en vert)

En outre, le fort contraste entre la conductivité électrique des eaux sortant des drains lorsque la noue est alimentée artificiellement avec des eaux de ruissellement et celle des eaux sortant des drains au départ et à la fin de l'évènement (différence de 500 à 600 µS/cm), serait un bon indicateur de la présence de zones d'écoulements très rapides de l'eau au sein du massif au vu de sa faible conductivité hydraulique à saturation (K_s ~ 10^{-7} m/s). En effet, la proportion d'eau de toiture ayant transité très rapidement dans le massif via des zones d'écoulements préférentiels serait significative 15 à 20 min après le lancement d'un essai, abaissant nettement la conductivité électrique des eaux drainées (EC très faible des eaux de toiture ~ 30 µS/cm). La remontée progressive de la conductivité électrique au cours de l'essai traduirait la présence d'une plus grande proportion dans les eaux drainées d'eau ayant transité plus longtemps dans le massif (conductivité plus élevée que l'eau de toiture). La remontée brutale de la conductivité électrique des eaux drainées dès la fin de l'alimentation coïnciderait avec la fin des transits rapides d'eau de toiture vers le fond du massif.

L'évolution du pH (Figure 4.7 b) suit globalement les mêmes phases que celles de la conductivité électrique : comme pour EC, il existe un fort contraste entre le pH des eaux drainées par la noue avant le départ de l'essai (pH ~ 8,3) et celui des eaux d'alimentation (pH ~ 6,2).

3.1.3. Evolution de la teneur en eau volumique

Les Figure 4.9 et Figure 4.10 montrent respectivement l'évolution des teneurs en eau dans la partie centrale et dans les talus de la noue standard lors de trois évènements à 0,27 L/s (alimentation en tête).

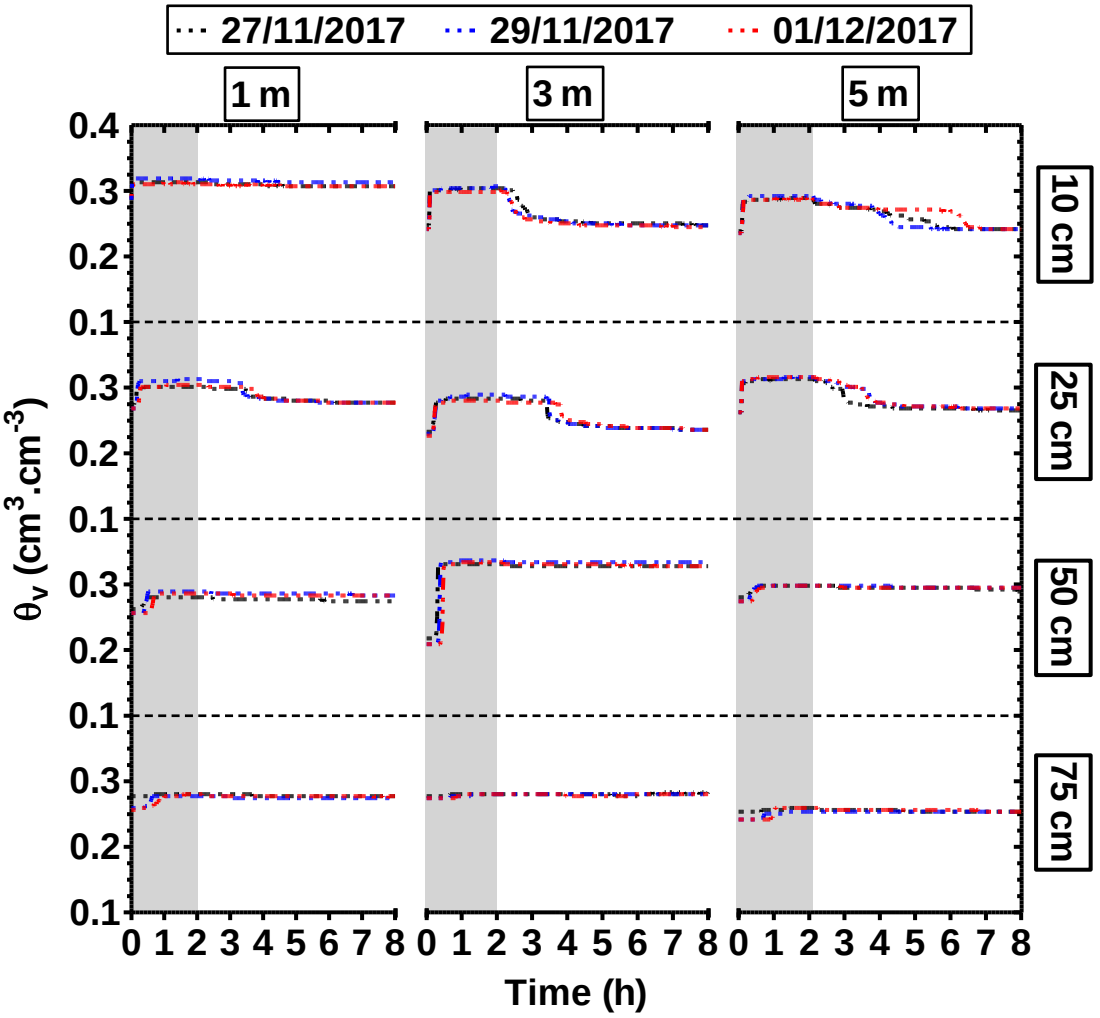


Figure 4.9. Evolutions types de la teneur en eau volumique θ_v au sein de la partie centrale de la noue standard lors d'alimentations (en gris sur la Figure) en tête à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m – et 4 profondeurs – 10, 25, 50 et 75 cm)

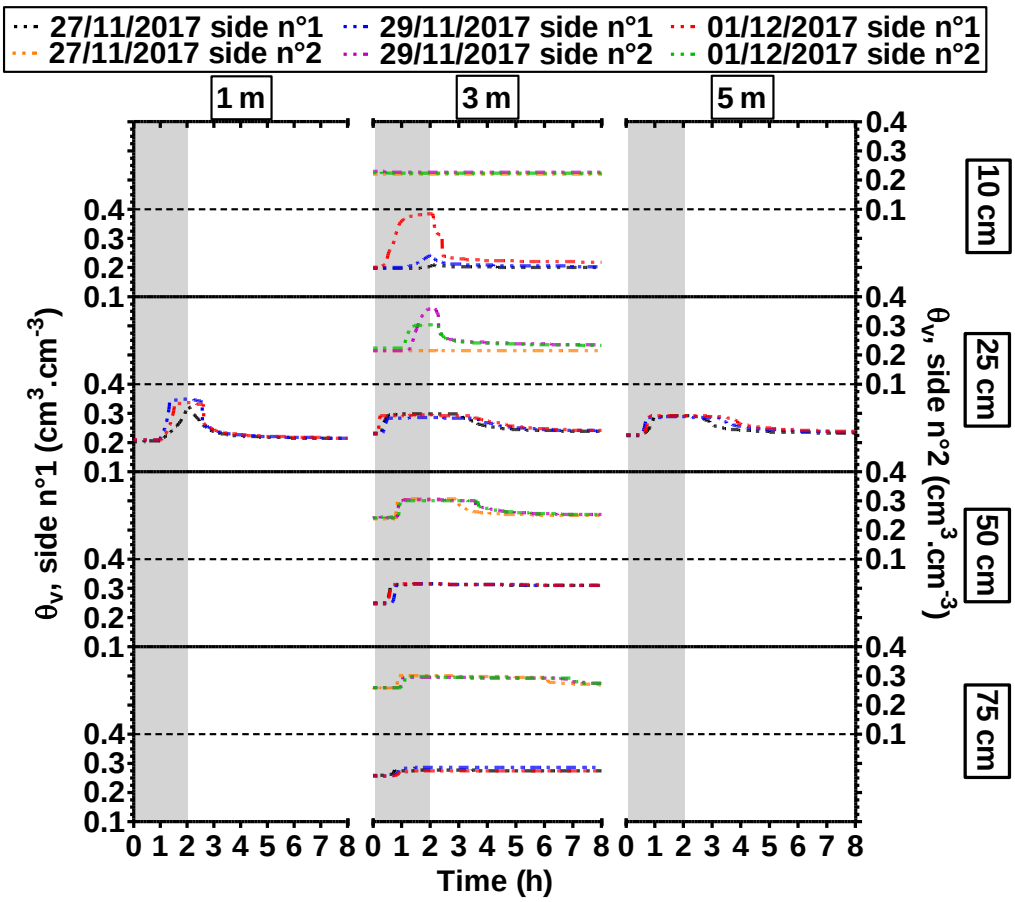


Figure 4.10. Evolutions types de θ_v au sein des talus (side n°1 = talus pouvant être alimenté latéralement) de la noue standard lors d'alimentations (en gris sur la Figure) en tête à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m – et 4 profondeurs par rappord à la surface du fond de la noue – 10, 25, 50 et 75 cm)

Les évolutions mesurées par la plupart des EC-5 (augmentations de θ_v) indiquent la présence d'écoulements non seulement dans la partie centrale de la noue mais aussi à ses périphéries (talus) lors d'une alimentation en tête. Les écoulements au sein des talus sont peu superficiels comme en attestent les faibles ou les absences de réactions des EC-5 à 10 cm de profondeur dans ces zones (excepté l'évènement du 01/12/2017) ; les écoulements latéraux atteignent probablement plus en profondeur (entre 10 et 25 cm) les zones situées à la périphérie de la partie centrale. Il est à noter que les plus fortes augmentations de θ_v dans la partie centrale sont observées pour les θ_v initiales les plus faibles (EC-5 à 3 m de l'amont et à 50 cm de profondeur). De plus, les écoulements verticaux dans la partie centrale sont globalement détectés en premier par les capteurs les moins profonds et ainsi de suite. Seul l'EC-5 placée à 5 m de l'amont et à 25 cm de profondeur réagit avant l'EC-5 placée au-dessus d'elle, signe potentiel d'un écoulement préférentiel. Les réactions des EC-5 les plus profondes (à 75 cm de profondeur) dans la partie centrale et les talus sont en moyenne les plus ténues. Enfin, le démarrage de la phase de décroissance de θ_v est fonction de la profondeur du capteur. Elle intervient par exemple une dizaine de minutes après l'arrêt de l'alimentation de la noue pour les EC-5 enfouies à 10 cm de profondeur contre 1 à 2 h après l'arrêt de l'alimentation pour les EC-5 situées à 25 cm de profondeur.

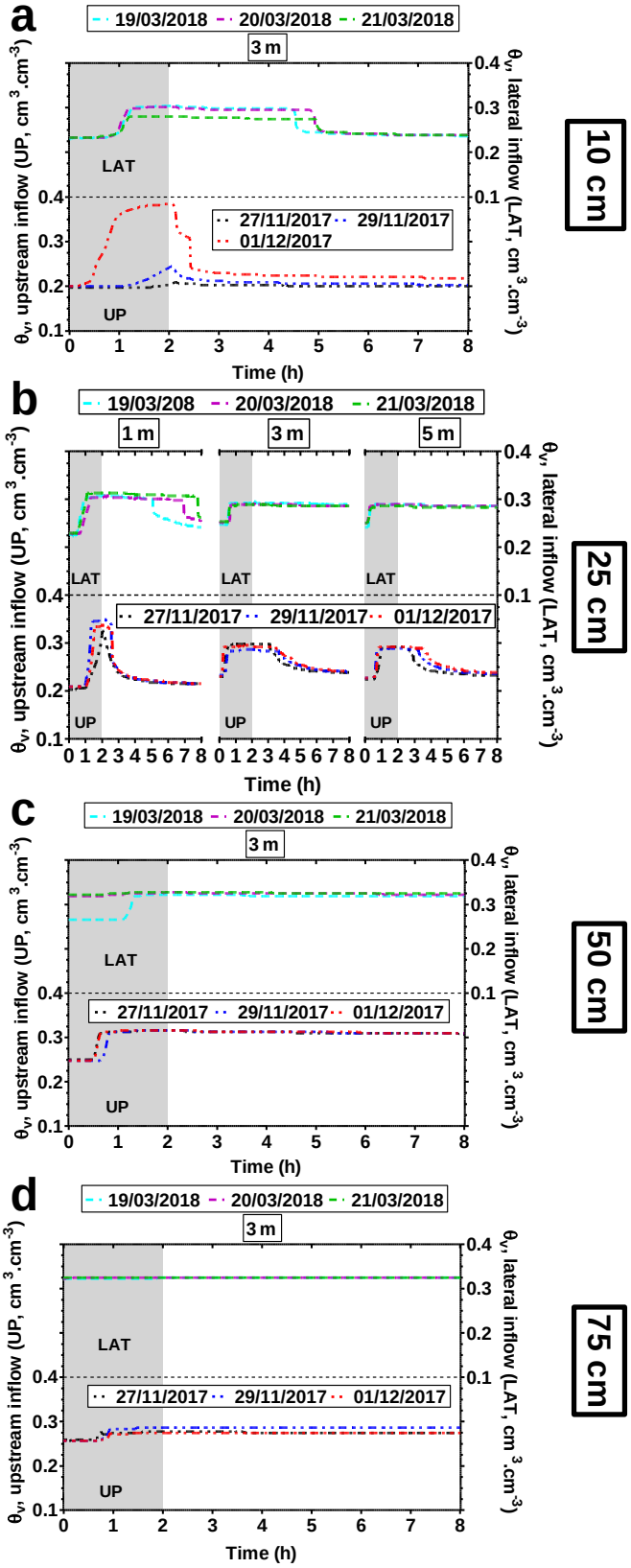


Figure 4.11. Evolutions types de θ_v au sein du talus de la noue standard pouvant être alimenté latéralement, suite à des alimentations (en gris sur la Figure) en tête (UP) et latérale (LAT) à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m). a – d. Profondeurs par rapport à la surface du fond de la noue (10, 25, 50 et 75 cm)

Les réponses à des alimentations en tête et latérale (0,27 L/s) des EC-5 positionnées au sein du talus recevant cette alimentation ont été comparées (Figure 4.11a, b, c et d). La plupart des EC-5 ont détecté des variations de θ_v, exceptées les EC-5 les plus profondes dans le cas des alimentations latérales, probablement en raison de leurs θ_v initiales élevées (0,32 $cm^3.cm^{-3}$). Néanmoins, la forme des réponses des EC-5 les moins profondes (10 cm et 25 cm) diffère suivant la modalité d'alimentation. Dans le cas des alimentations latérales, les réactions des EC-5 prennent la forme de crénaux dont la durée du plateau de θ_v dure de 4 (EC-5 à 10 cm) jusqu'à plus de 7h (EC-5 à 25 cm). Dans le cas d'une alimentation en tête, les réactions des EC-5 prennent la forme de pics (2 évènements pour les EC-5 à 10 cm) ou de créneaux de plus courte durée que ceux observés lors des alimentations latérales. Ces différences semblent refléter une humidification prolongée de l'ensemble du talus lorsqu'il est soumis en surface à un ruissellement latéral, contre des écoulements latéraux au sein du massif qui seraient peu superficiels lors d'une alimentation en tête.

Concernant le degré de saturation en eau de la partie centrale de la noue standard, le profil type de son évolution au cours d'un essai (Figure 4.12) montre trois phases distinctes : (1) une montée de Sr au début de l'alimentation de la noue, (2) une quasi-constance de Sr atteint au cours de l'alimentation en eau et (3) une décroissance de Sr intervenant moins d'une heure après l'arrêt de l'alimentation, coïncidant avec le drainage du massif.

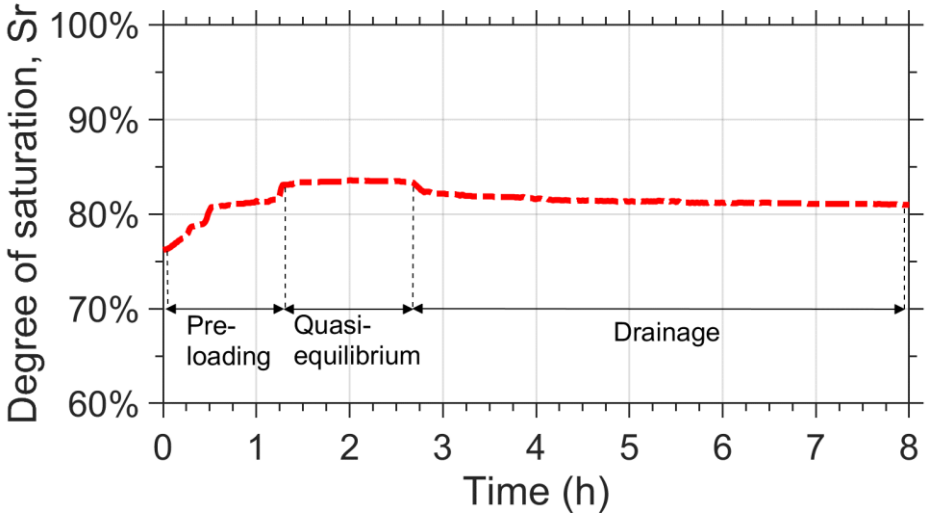


Figure 4.12. Evolution type de l'état de saturation de la partie centrale de la noue standard

Les évolutions types de Sr pour les alimentations en tête à 0,14, 0,27 et 0,8 L/s sont représentées sur les Figure 4.13a, b et c. Les Figure 4.14a et b présentent les comparaisons entre les évolutions types de Sr pour des alimentations en tête et latérale (à 0,27 et 0,8 L/s). Les évolutions de Sr suivent la même tendance quelle que soit l'intensité ou la modalité d'alimentation. Il est à noter que l'évolution de l'augmentation maximale de Sr au cours de l'essai (ΔSr_{max}) en fonction de son état initial (Sr_{ini}) peut être assez bien estimée par une régression linéaire décroissante présentant un coefficient de détermination (R^2) de 0,83 (Figure 4.15). Elle souligne la dépendance de ΔSr_{max} à Sr_{ini}.

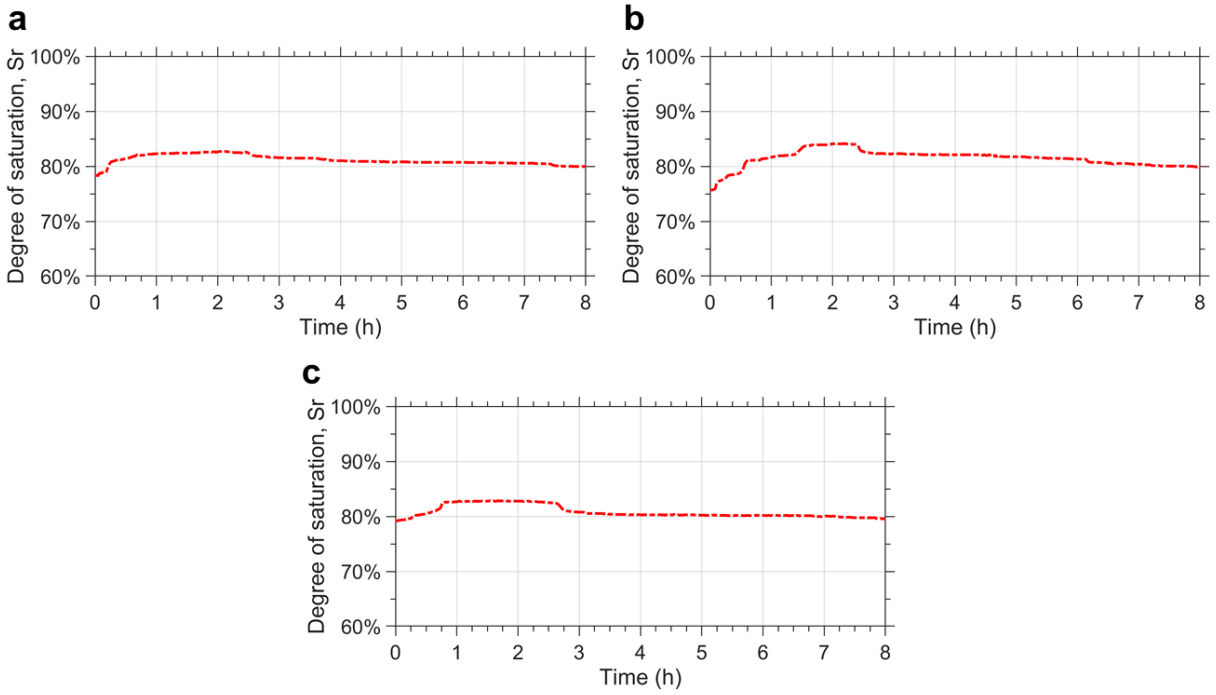


Figure 4.13. Evolutions types des Sr de la noue standard (alimentation en tête). a. 0,14 L/s. b. 0,27 L/s. c. 0,8 L/s

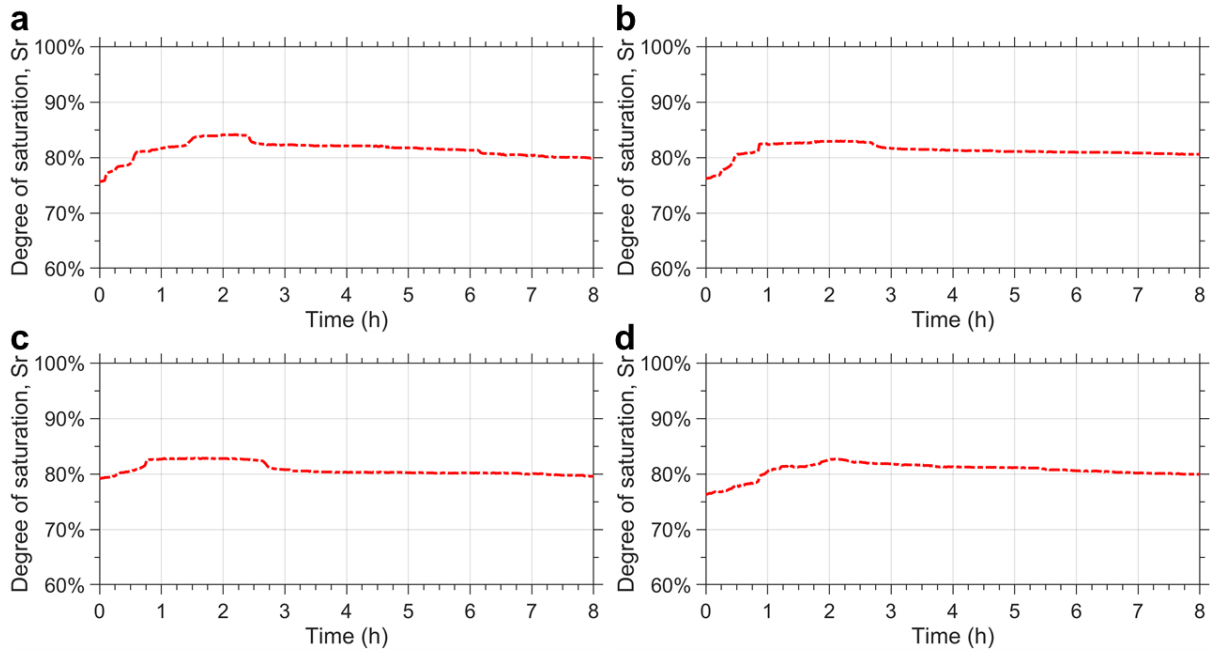


Figure 4.14. Evolutions types des Sr de la noue standard consécutives à des alimentations en tête et latérale. a - b. Alimentation 0,27 L/s en tête - latérale. c - d. Alimentation 0,8 L/s en tête – latérale.

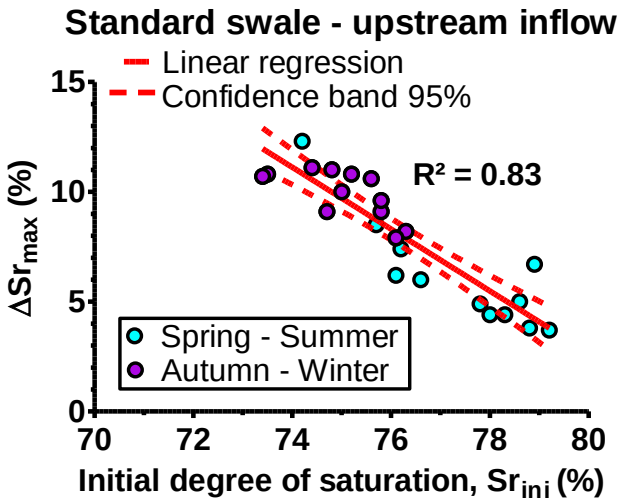


Figure 4.15. Evolutions de l'augmentation maximale du degrée de saturation de la partie centrale de la noue standard en fonction de son degré de saturation initial (alimentation en tête) et régressions linéaires correspondantes

3.1.4. Performances hydrologiques

Les résultats des performances hydrologiques de la noue standard vis-à-vis de toutes les conditions d'alimentations testées sont données dans le Tableau 4.3 (première série d'essais) et le Tableau 4.4 (seconde série d'essais).

Les durées estimées des évènements T et les temps de réponse $T_{lag\text{-}surf}$ et $T_{lag\text{-}sub}$ associés à la première série d'essais sont plus longs à intensité d'évènement simulée équivalente que ceux de la seconde série d'essais. Les durées des évènements et les temps de réponse de la surverse et de la sortie des drains diminuent plus le débit d'alimentation augmente. En revanche, les résultats des tests de Mann-Whitney n'attestent pas de différences significatives entre les distributions de T pour des alimentations latérales et en tête à 0,27 L/s (Tableau 4.5). Il en est de même pour les distributions de $T_{lag\text{-}surf}$ et de $T_{lag\text{-}sub}$ pour des alimentations latérales et en tête à 0,27 L/s (Tableau 4.5). Les abattements du débit de pointe au niveau de la surverse (ΔQ_p) diminuent et ceux liés aux drains (ΔQ_{sub}) augmentent lorsque l'intensité de l'alimentation en tête de noue standard croît (résultats pour la seconde série d'essais montrés sur les Figure 4.16a et b). Les ΔQ_p associés aux essais ayant alimenté latéralement la noue à 0,27 L/s sont significativement plus élevés (Tableau 4.5, Figure 4.16c) que ceux associés aux essais ayant alimenté la noue en tête à 0,27 L/s (seconde série d'essais). Les ΔQ_p associés aux essais ayant alimenté la noue latéralement à 0,8 L/s sont plus élevés que ceux des essais ayant alimenté la noue standard en tête à 0,8 L/s (Figure 4.16c). En revanche, les ΔQ_{sub} associés aux essais ayant alimenté latéralement la noue à 0,27 L/s sont significativement plus faibles (Tableau 4.5, Figure 4.16d) que ceux ayant alimenté la noue standard en tête. De même, les ΔQ_{sub} associés aux essais ayant alimenté latéralement la noue standard à 0,8 L/s sont plus faibles que ceux des alimentations en tête à 0,8 L/s (Figure 4.16d).

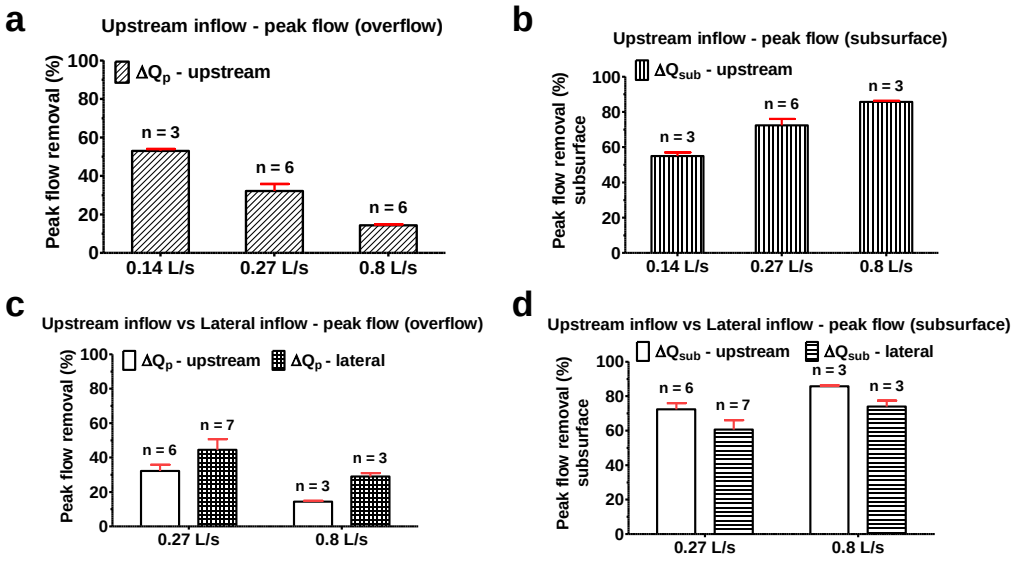


Figure 4.16. Abattements du débit de pointe par la noue standard (alimentations en eau de 2 h). a – b. ΔQ_p – ΔQ_{sub} (alimentations en tête). c – d. Comparaison entre les ΔQ_p – ΔQ_{sub} observés lors d'alimentations en tête et latérale. Les barres rouges représentent les écarts-types

Tableau 4.5. Résultats des comparaisons entre les indicateurs obtenus lors des alimentations en tête et latérales (0,27 L/s) sur la noue standard (tests de Mann-Whitney). Les paramètres dont les distributions sont significativement différentes sont mis en gras

Parameter	Upstream vs Lateral (0.27 L/s)
ΔV	0.2240
Infilt	**0.0099****
Sr_{ini}	0.5672
ΔSr_{max}	0.2234
$T_{lag\text{-}surf}$	1
$T_{lag\text{-}sub}$	0.2343
T	0.3821
ΔQ_{surf}	**0.0042****
ΔQ_{sub}	**0.0034****

Les distributions sont significativement différentes si $p < 0,05$; $^{**}p < 0,01$

Concernant les taux refétant la proportion d'eau infiltrée ou évapotranspirée sur la durée de la surverse (noté Infilt qui est le ratio entre V_{inf} et V_{in}), ils diminuent plus l'évènement simulé en tête de noue est intense. En revanche, les alimentations latérales à 0,27 et à 0,8 L/s ont tendance à générer des Infilt plus élevés que ceux produits par des alimentations en tête à 0,27 et à 0,8 L/s. Ces différences sont même significatives pour les débits à 0,27 L/s (Tableau 4.5).

Les bilans volumiques des alimentations de 2h dans la noue standard sont présentés sur la Figure 4.17. Le volume d'eau total V_{out} sortant de la noue standard est quasi systématiquement inférieur à celui injecté artificiellement (V_{in}) dans la noue (bilan positif), toute condition d'essai confondue. L'obtention d'un bilan négatif ($V_{out} > V_{in}$) s'explique généralement par un apport d'eau additionnel (pluie) lors de

l'évènement. Les abattements volumiques ΔV, permettant d'estimer la quantité d'eau retenue au sein du massif ou évapotranspirée, sont compris entre -12 et 14%. Sur les 34 essais alimentant la noue standard, les ΔV sont majoritairement faibles, 85% des ΔV étant compris entre 0 et 10% et 56% des ΔV étant compris entre 0 et 5%. Par ailleurs, les ΔV associés respectivement aux alimentations en tête et latérale à 0,27 L/s ne sont pas significativement différents (Tableau 4.5).

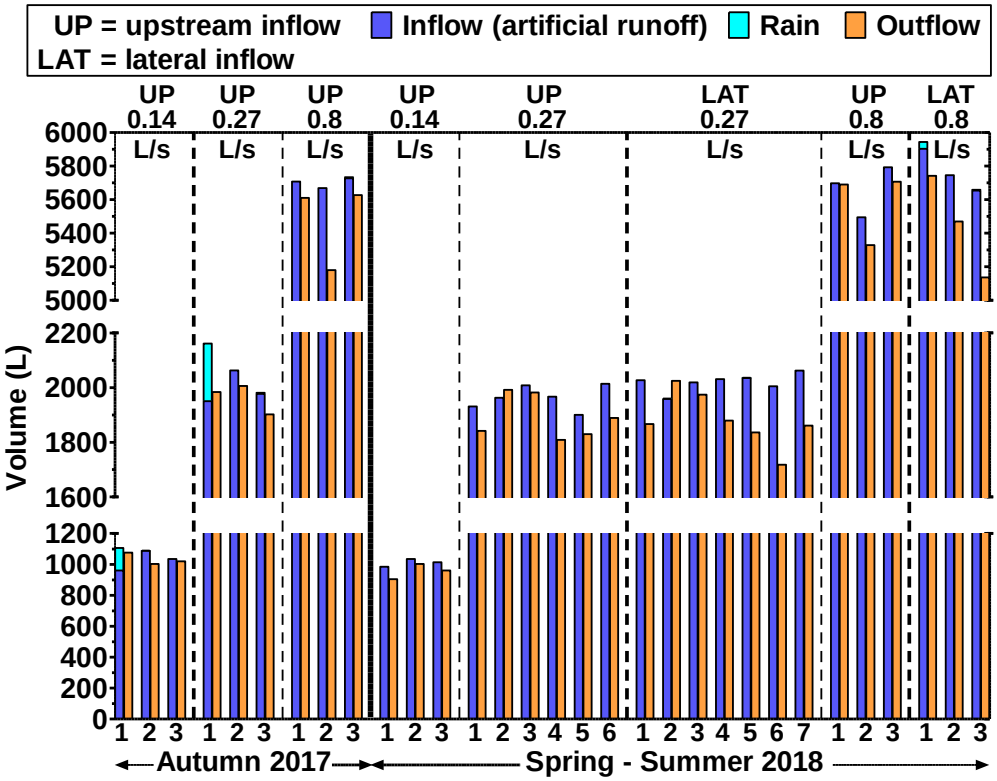


Figure 4.17. Bilans volumiques pour les alimentations en eau de 2 h sur la noue standard

Pour explorer les relations entre à la fois les différents indicateurs des performances hydrologiques de la noue standard et les paramètres liés à son degré de saturation en eau, des corrélations ont été calculées par la méthode de Spearman. Les calculs ont été effectués séparément sur les résultats provenant de la première et de la seconde série d'essais, au vu des différences de réponses hydrauliques observées entre ces deux groupes. La première série d'essais (10 évènements considérés) est caractérisée par des corrélations fortes et significatives entre (Tableau 4.6) :

- le taux d'infiltration (Infilt) et les abattements du débit de pointe (ΔQ_p et ΔQ_{sub}), ainsi qu'entre Infilt et le temps de décalage de la réponse de la surverse ($T_{lag\text{-}surf}$),
- le degré de saturation initial du massif (Sr_{ini}) et le temps de décalage de la réponse des drains ($T_{lag\text{-}sub}$),
- $T_{lag\text{-}surf}$ et les abattements du dépit de pointe,
- $T_{lag\text{-}sub}$ et la durée de l'évènement (T),
- les deux indicateurs de l'abattement du dépit de pointe (surverse et drains)

Tableau 4.6. Corrélations de Spearman (ρ) sur la première série de tests réalisée sur la noue standard (évènements « frequent low 1 » et « frequent high 1 » exclus de l'analyse en raison d'un $V_{rain} > 0,05*V_{in}$)

Parameter	ΔV	Infilt	Sr_{ini}	ΔSr_{max}	$T_{lag-surf}$	$T_{lag-sub}$	T	ΔQ_p	ΔQ_{sub}
ΔV									
Infilt	0.14								
Sr_{ini}	-0.45	0.25							
ΔSr_{max}	0.14	-0.33	-0.50						
$T_{lag-surf}$	0.03	**0.88****	0.12	-0.27					
$T_{lag-sub}$	-0.03	0.12	**-0.67***	0.27	0.26				
T	-0.12	0.51	-0.33	0.03	0.61	**0.85****			
ΔQ_p	0.10	**0.90****	0.02	-0.20	**0.78***	0.27	0.56		
ΔQ_{sub}	0.00	**-0.88****	-0.51	0.36	**-0.69***	0.28	-0.15	**-0.79****	

Une corrélation significative ($p < 0,05$) est en **gras** ; la valeur est de plus soulignée si la corrélation est considérée comme forte ($\rho \geq 0,60$ ou $\rho \leq 0,60$) ; *$p < 0,05$; **$p < 0,01$; ***$p < 0,001$

La deuxième série d'essais (22 évènements considérés), est caractérisée par des corrélations significatives entre (Tableau 4.6) :

- l'abattement volumique (ΔV) et Infilt (forte corrélation), entre ΔV et Sr_{ini}, entre ΔV et $T_{lag-surf}$ (forte corrélation), entre ΔV et les deux indicateurs liés à l'abattement du débit de pointe,
- Infilt et à la fois $T_{lag-surf}$, ΔQ_p et ΔQ_{sub} (fortes corrélations), Infilt et $T_{lag-sub}$, Infilt et T,
- Sr_{ini} et ΔSr_{max} (forte corrélation),
- $T_{lag-surf}$ et les abattements du dépit de pointe (fortes corrélations),
- $T_{lag-sub}$ et T (forte corrélation), $T_{lag-sub}$ et ΔQ_p,
- T et les deux indicateurs de l'abattement du dépit de pointe (surverse et drains),
- ΔQ_p et ΔQ_{sub} (forte corrélation).

Tableau 4.7. Corrélations de Spearman (ρ) sur la seconde série de tests réalisée sur la noue standard

Parameter	ΔV	Infilt	Sr_{ini}	ΔSr_{max}	$T_{lag-surf}$	$T_{lag-sub}$	T	ΔQ_p	ΔQ_{sub}
ΔV									
Infilt	**0.62****								
Sr_{ini}	**-0.50***	-0.21							
ΔSr_{max}	0.37	0.07	**-0.84*****						
$T_{lag-surf}$	**0.64****	**0.84*****	-0.28	0.17					
$T_{lag-sub}$	-0.06	**0.44***	0.01	0.04	0.23				
T	-0.11	**0.47***	0.05	-0.02	0.29	**0.97*****			
ΔQ_p	**0.50***	**0.96*****	-0.06	-0.06	**0.70*****	**0.49***	**0.50***		
ΔQ_{sub}	**-0.53***	**-0.95*****	0.11	-0.01	**-0.74*****	-0.42	**-0.43***	**-0.94*****	

Une corrélation significative ($p < 0,05$) est en **gras** ; la valeur est de plus soulignée si la corrélation est considérée comme forte ($\rho \geq 0,60$ ou $\rho \leq 0,60$) ; *$p < 0,05$; **$p < 0,01$; ***$p < 0,001$

3.2. **Fonctionnement hydraulique et performances hydrologiques de la noue de filtration**

3.2.1. Hydrogrammes

Les Figure 4.18a et c et Figure 4.19a montrent les hydrogrammes types des différentes intensités d'évènements simulées en tête de noue de filtration en automne-hiver 2017-2018 (0,14, 0,27 et 0,225 L/s). Les Figure 4.18b et d et Figure 4.19b montrent les évolutions des volumes cumulés pour ces évènements.

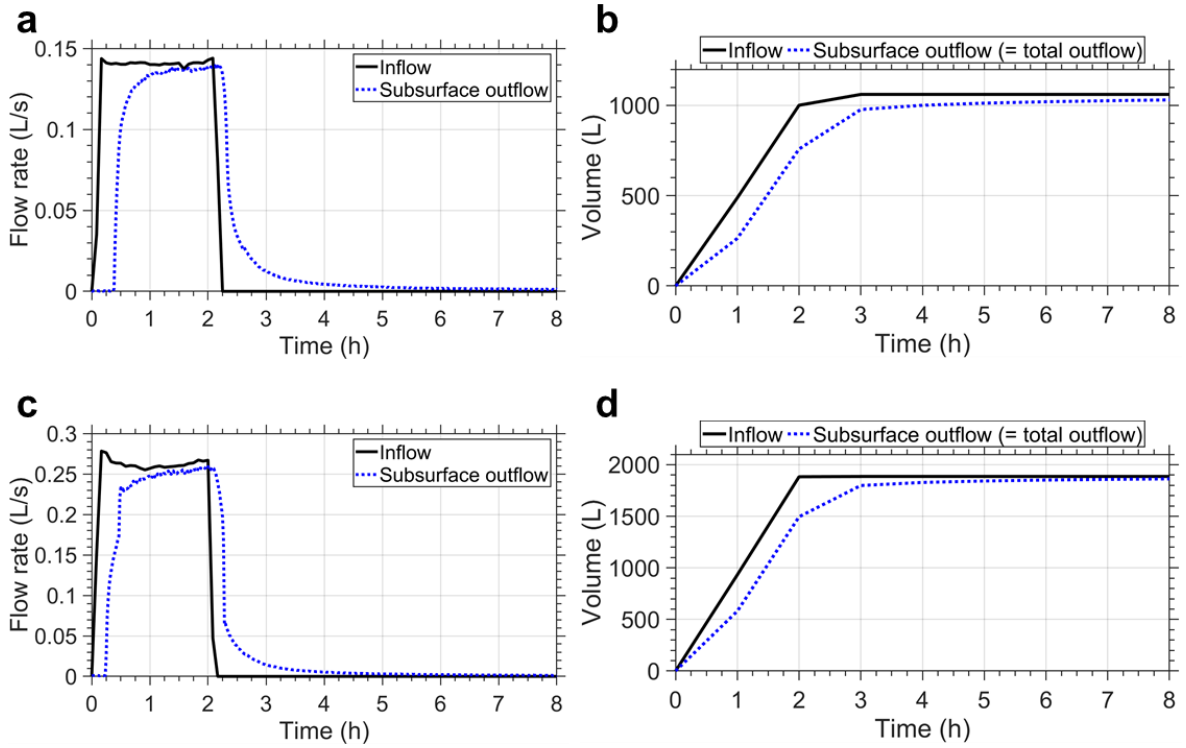


Figure 4.18. Réponses hydrauliques types de la noue de filtration observées en novembre/décembre 2017 (a, c : hydrogrammes - b, d : volumes cumulés). a - b. 0,14 L/s en tête (18/12/2017). c - d. 0,27 L/s en tête (27/11/2017)

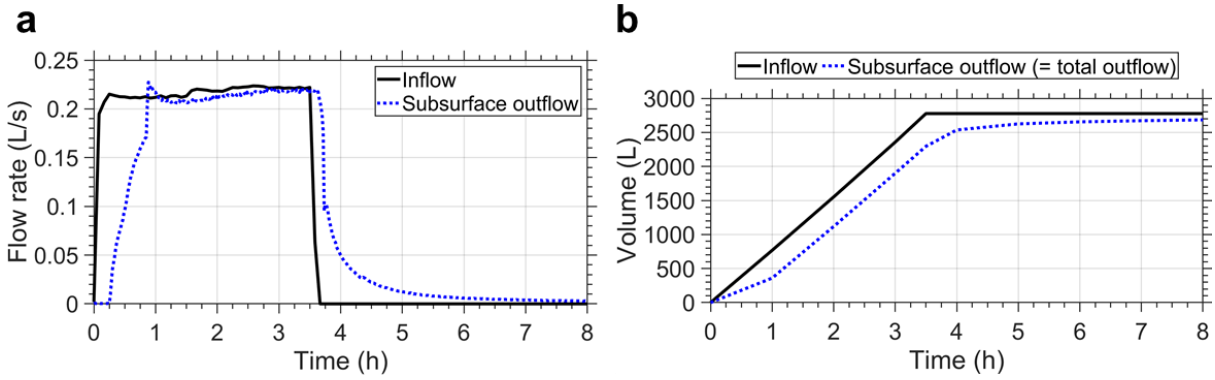


Figure 4.19. Réponse hydraulique type de la noue de filtration à un évènement spécial (a : hydrogrammes – b : volumes cumulés). a - b. 0,225 L/s en tête (30/01/2018)

Les hydrogrammes types des débits drainés par le massif de la noue de filtration suivent 4 phases distinctes pour les 3 intensités d'évènements testées : (1) une rapide montée en débit (15 à 30 min), démarrant plus tôt (15 min après le départ de l'alimentation) pour les évènements à 0,22 et 0,27 L/s comparés aux évènements à 0,14 L/s (20 - 25 min après le départ de l'alimentation), (2) une phase relativement stationnaire du débit prenant fin à l'arrêt de l'alimentation, (3) une décroissance rapide du débit (30 min) et (4) une longue phase de drainage du massif de la noue. Les débits en sortie de drains atteints lors de la phase stationnaire sont équivalents à ceux injectés en entrée d'ouvrage. Par ailleurs les évolutions des volumes drainés cumulés sont similaires entre les différentes conditions testées. Elles sont toutes caractérisées par un volume sortant cumulé V_{out} atteignant entre 6 et 8 h le volume cumulé injecté V_{in}.

Concernant les résultats de la seconde série d'essais, les Figure 4.20a et c montrent les hydrogrammes types des différentes intensités d'évènements simulées en tête de noue de filtration sur la période printemps-été 2018 (0,14, 0,27 L/s). Les Figure 4.20b et d montrent les évolutions des volumes cumulés pour ces évènements.

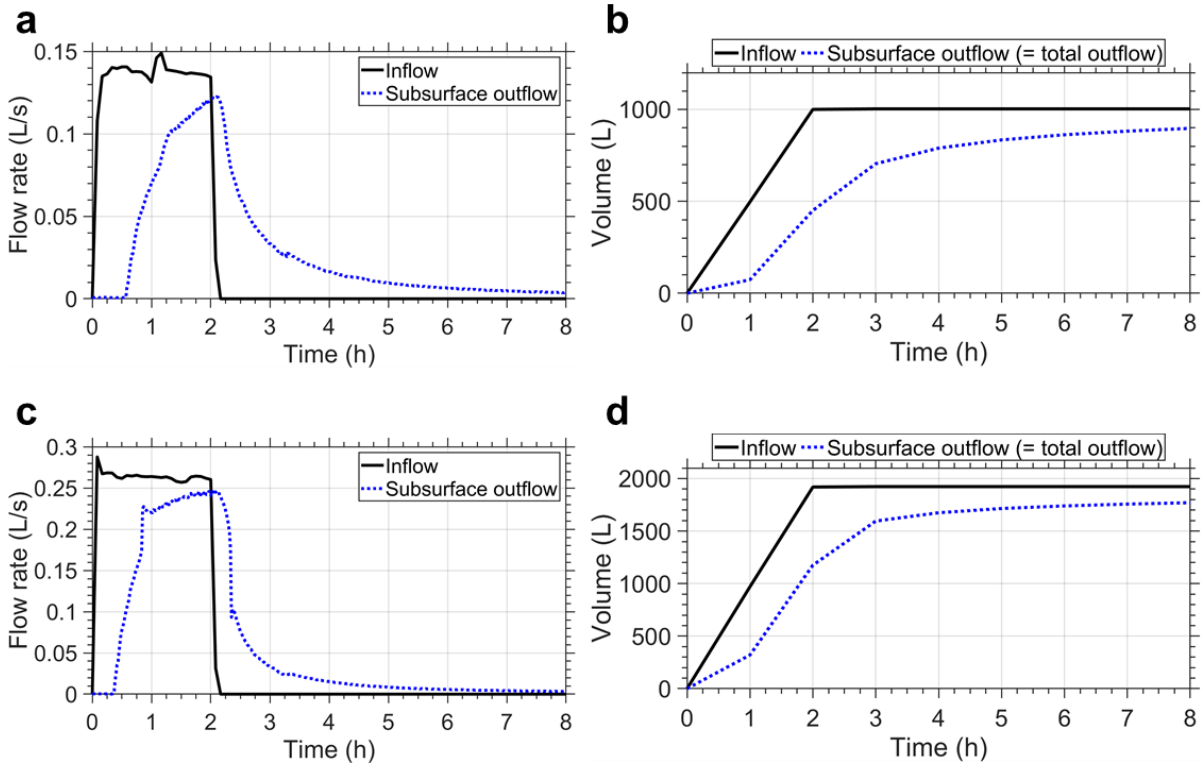


Figure 4.20. Réponses hydrauliques types de la noue de filtration observées entre mars et juin 2018 (a, c : hydrogrammes – b, d : volumes cumulés). a - b. 0,14 L/s en tête (18/04/2018). c - d. 0,27 L/s en tête (18/06/2018)

Il est à noter qu'une légère modification de l'état de surface du massif sableux a été opérée entre la première et la seconde série d'essais. Elle a engendré une meilleure répartition de l'eau à la surface du massif, les flux d'eau longitudinaux visibles en surface atteignant 3 à 4 m de long contre 1 à 2 m précédemment. Par conséquent, un plus grand volume de sol était impacté par les alimentations générées entre mars et juin 2018. Les principales conséquences de cette nouvelle répartition de l'eau sont visibles

sur les hydrogrammes : (i) les départs de la phase de montée du débit sont décalés de 5 à 10 min par rapport aux hydrogrammes de la première série d'essais, (ii) les pics du débit drainé sont plus faibles que les débits injectés dans la noue (différence de 0,02 L/s) et (iii) le temps de drainage du massif est plus long (volume drainé cumulé sur 8h < volume injecté).

La Figure 4.21a montre l'hydrogramme type des évènements simulés latéralement dans la noue de filtration (0,27 L/s). Comparés aux évènements à 0,27 L/s simulés en tête de noue de filtration (printemps-été 2018), les débits drainés présentent une montée plus lente (45 min avant d'atteindre le régime quasi-sationnaire) et une valeur maximale moins élevée (-0,02 à -0,03 L/s par rapport au pic de débit drainé produit par l'alimenation en tête). Le cumul du volume drainé sur 8 h suite à une alimentation latérale est inférieur de plusieurs centaines de litres par rapport à celui généré par une alimentation en tête.

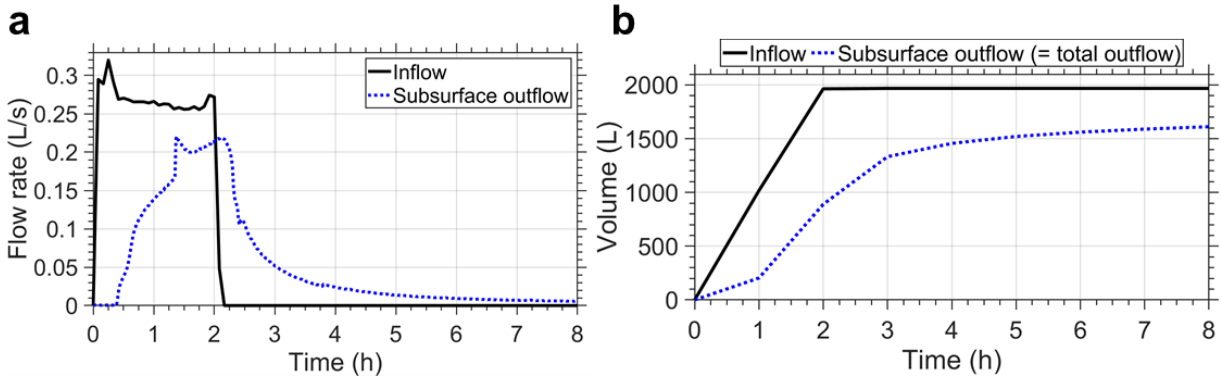


Figure 4.21. Réponses hydrauliques types de la noue de filtration obervées suite à des alimentations latérales (a : hydrogrammes – b : volumes cumulés). a – b. Alimentation 0,27 L/s latérale (27/06/2018)

3.2.2. Evolution de la conductivité électrique et du pH

Les Figure 4.22a et Figure 4.23 présentent les évolutions de la conductivité électrique EC des eaux entrant et sortant de la noue de filtration au cours respectivement d'une alimentation en tête à 0,225 L/s et d'une alimentation latérale à 0,27 L/s. Les valeurs d'EC des eaux injectées dans les noues, constantes lors des alimentations, sont d'environ 30 µS/cm. Elles contrastent avec les valeurs d'EC des eaux sortant du massif avant les départs des alimentations (350 à 760 µS/cm). Ces valeurs élevées sont probablement dues aux rejets en continu des parties de l'ouvrage en loam limoneux (ECs du sable et du gravier (~ 15 µS/cm) << EC du loam limoneux (~ 80 µS/cm)). Lors de l'alimentation en tête de la noue de filtration, générant probablement des écoulements principalement concentrés dans les couches de sable et de gravier, la chute brutale de la conductivité électrique (EC égale à environ 50-60 µS/cm) coïncide avec le départ de la montée de la courbe du débit drainé. L'évolution de EC suit ensuite une phase stationnaire, pour laquelle EC est quasiment égale aux ECs des eaux injectées dans la noue (environ 30-40 µS/cm). Ce régime stationnaire prend fin lors de l'arrêt de l'alimentation, qui donne lieu à une remontée progressive, quasi-linéaire de EC ; cette dernière phase coïncide avec la phase de drainage de la noue de filtration. L'alimentation latérale de la noue conduit à un abaissement brutal de la conductivité

coïcidant, comme pour l'alimentation en tête, au départ de la montée du débit drainé par le système. Les phases stationnaire (EC ~ 40-50 µS/cm) et de drainage sont similaires à celles observées lors de l'alimentation en tête.

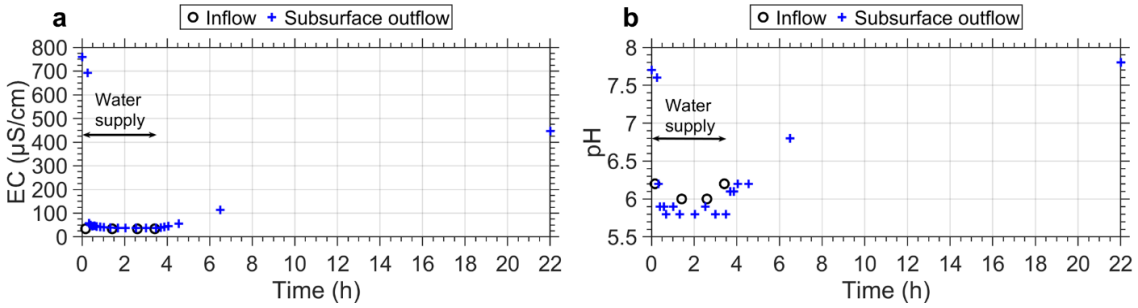


Figure 4.22. Evolution de la conductivité électrique EC et du pH à l'entrée et aux sorties de la noue de filtration (alimentation 0,225 L/s). a. Evolution de EC. b. Evolution du pH

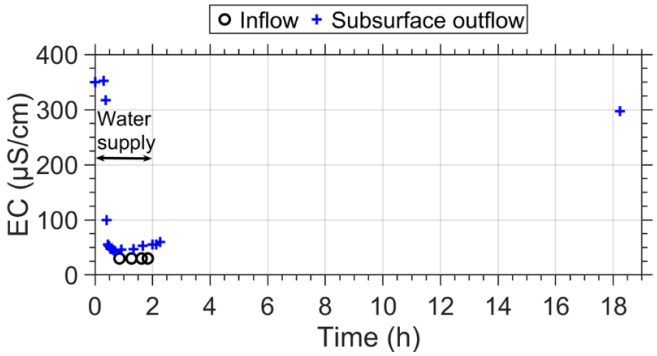


Figure 4.23. Evolution de la conductivité électrique EC à l'entrée et à la sortie de la noue de filtration (alimentation 0,27 L/s latérale)

Les correspondances entre les phases caractérisant les évolutions de EC et des débits drainés attestent de la possibilité d'utiliser l'évolution temporelle de EC en tant que marqueur de la réponse hydraulique du sol de la noue de filtration. La forte variation de départ de EC lors de la montée du débit drainée, quelque soit la modalité d'alimentation, semble indiquer l'arrivée d'eau de toiture en provenance du massif constitué de sable et de gravier (partie centrale). En effet, un passage partiel au sein des talus en loam limoneux se serait probablement traduit par une EC significativement plus élevée que celle de l'eau de toiture (voir le paragraphe précédent sur l'évolution de EC au sein de la noue standard). La phase suivante, marquée par des valeurs quasi-constantes de EC, similaires à celles des eaux injectées, indiquerait une proportion prédominante dans les eaux drainées des eaux ayant transité au sein de la partie centrale de la noue, y compris pour une alimentation latérale (humidifiant un talus en loam limoneux). La remontée progressive de la conductivité électrique, consécutive à l'arrêt de l'alimentation, traduirait la présence d'une plus grande proportion dans les eaux drainées d'eau ayant transité (alimenation latérale) /provenant des parties en loam limoneux du massif (talus).

Concernant le pH, son évolution lors de l'évènement type à 0,225 L/s est représentée sur la Figure 4.22b. Comme pour EC, il existe un fort contraste entre le pH des eaux drainées par la noue de filtration

avant le départ de l'essai (pH ~ 7,7) et celui des eaux d'alimentation (pH ~ 6,1). L'évolution du pH des eaux drainées suit globalement les mêmes phases que celle de la conductivité électrique. Par conséquent, l'évolution du pH dans les eaux sortant de la noue de filtration semble pouvoir être utilisée en tant que marqueur de sa réponse hydraulique.

3.2.3. Evolution de la teneur en eau

Les Figure 4.24 et Figure 4.25 montrent respectivement l'évolution des teneurs en eau volumiques θ_v dans la partie centrale et dans les talus de la noue standard lors de trois évènements à 0,27 L/s (alimentation en tête).

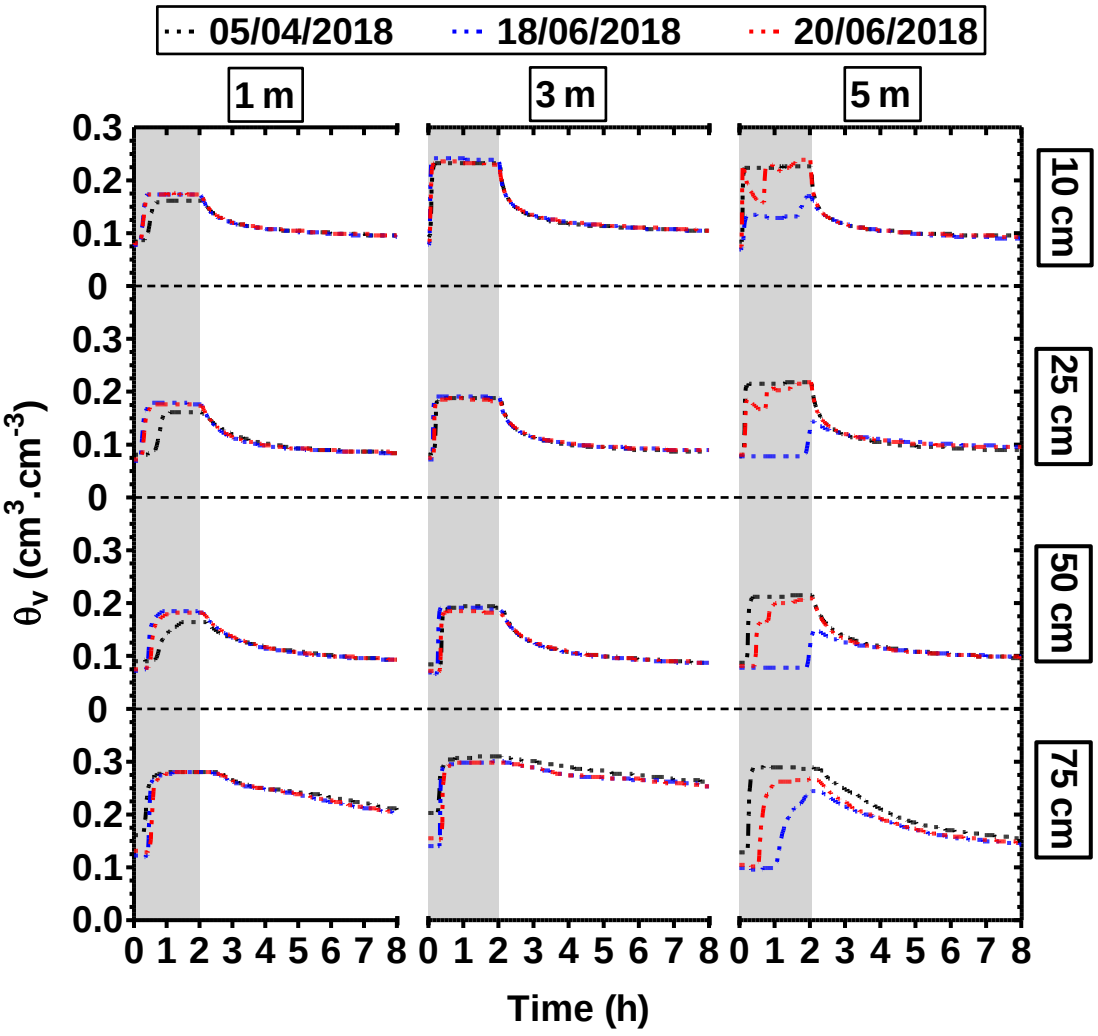


Figure 4.24. Evolutions types de la teneur en eau volumique θ_v au sein de la partie centrale de la noue de filtration lors d'alimentations (en gris sur la Figure) en tête à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m – et 4 profondeurs – 10, 25, 50 et 75 cm)

Les réactions positives de toutes les EC-5 positionnées dans la couche de sable de la partie centrale conjuguées aux absences de réaction des EC-5 positionnées dans les deux talus semblent indiquer une concentration des écoulements dans la partie centrale de la noue de filtration lors de son alimentation en

tête. Concernant les réponses des EC-5 de la partie centrale de la noue de filtration, elles sont décalées dans le temps en fonction de leur profondeur d'enfouissement : les EC-5 à 10 cm de profondeur réagissent avant les EC-5 à 25 cm de profondeur, etc. Des variations positives de teneurs en eau volumique sont détectées à toutes les profondeurs d'enfouissement des EC-5 à 1, 3 et 5m, signe d'une humidification du massif sur au moins 5 m de long. Cependant, il est à noter que des variations peuvent concerner la répétabilité des réponses des sondes les plus éloignées de la source d'alimentation (EC-5 à 5 m de l'amont), probablement en raison d'une expansion longitudinale du flux d'eau jusqu'à 5 m plus lente dans le temps (exemple de l'évènement du 18/06/2018). Par ailleurs, le démarrage de la phase de décroissance de θ_v est fonction de la profondeur du capteur. Ce constat est surtout vérifié pour les capteurs les plus profonds. Enfin, les EC-5 les plus profondes et situées à proximité de la source d'alimentation (1 et 3 m de l'amont) présentent une phase de drainage plus longue (> 8h contre ≤ 8h) que le reste des sondes, signe de la présence de zones d'humidité résiduelles au fond de la noue 6h après l'arrêt de l'alimentation.

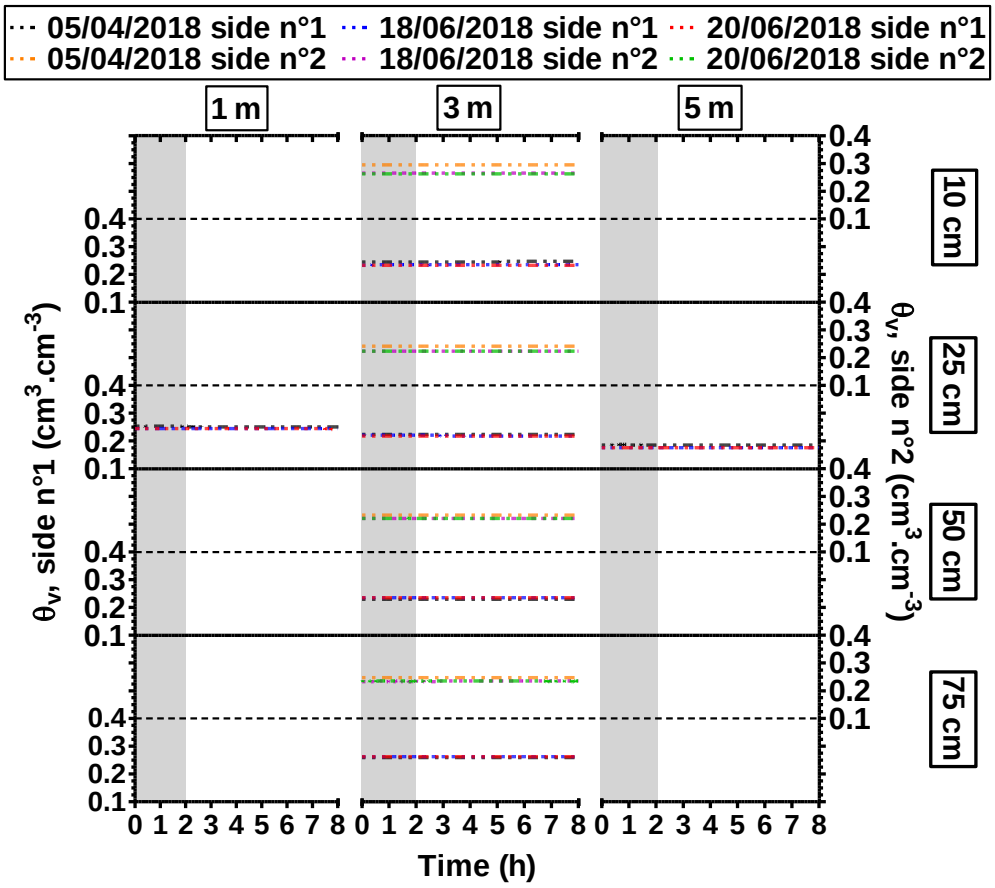


Figure 4.25. Evolutions types de θ_v au sein des talus (side n°1 = talus pouvant être alimenté latéralement) de la noue de filtration lors d'alimentations (en gris sur la Figure) en tête à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m – et 4 profondeurs par rappord à la surface du fond de la noue – 10, 25, 50 et 75 cm)

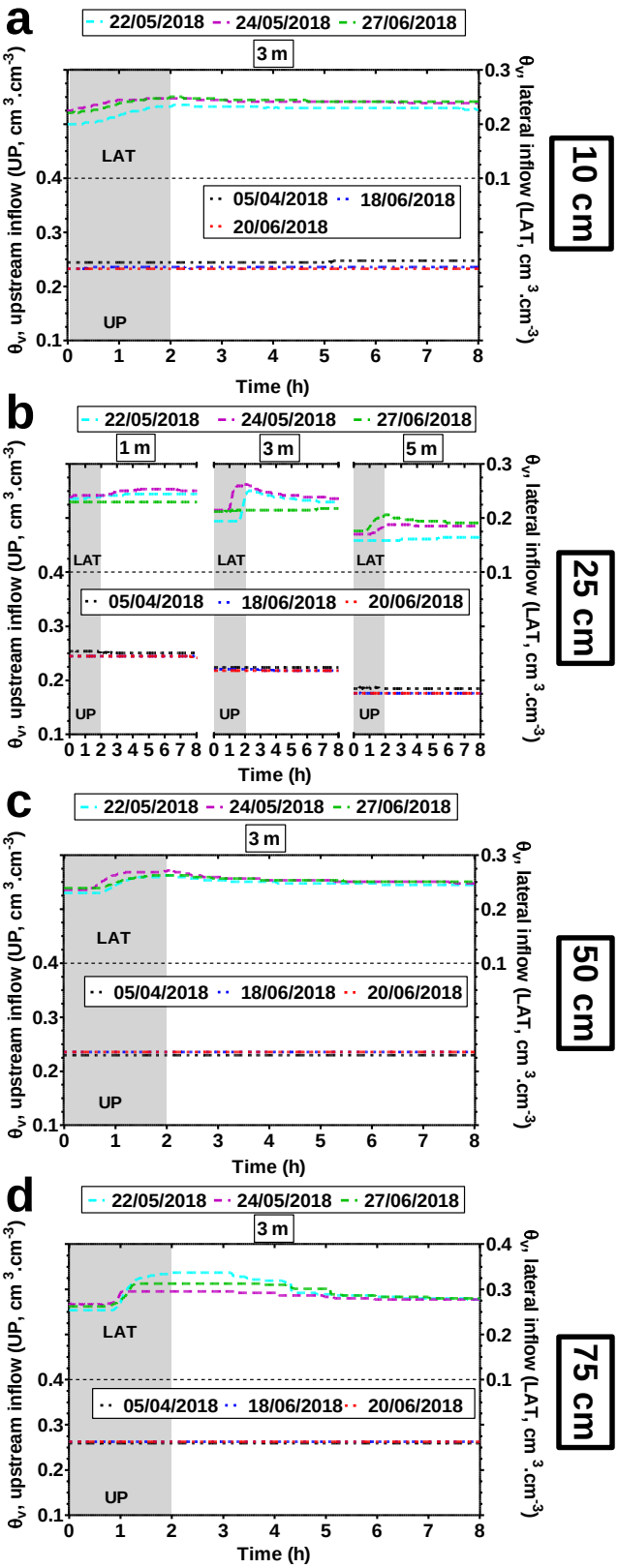


Figure 4.26. Evolutions types de θ_v au sein du talus de la noue de filtration pouvant être alimenté latéralement, suite à des alimentations (en gris sur la Figure) en tête (UP) et latérale (LAT) à 0,27 L/s (3 positions par rapport à l'amont – 1, 3 et 5 m). a – d. Profondeurs par rapport à la surface du fond de la noue (10, 25, 50 et 75 cm)

Les réponses à des alimenations en tête et latérale (0,27 L/s) des EC-5 positionnées au sein du talus pouvant être alimenté latéralement ont été comparées (Figure 4.26a, b, c et d). Alors que ces EC-5 ne réagissent pas lors d'une alimentation en tête, la plupart détectent des variations de l'état hydrique du loam limoneux lors d'une alimentation latérale. L'alimentation latérale de la noue de filtration engendre par conséquent une infiltration partielle du ruissellement dans le talus directement exposé aux flux d'eau de toiture.

Concernant le degré de saturation en eau de la partie centrale de la noue standard, le profil type de son évolution au cours d'un essai est montré sur la Figure 4.27. Elle comprend trois phases distinctes : (1) une montée de Sr au début de l'alimentation de la noue, (2) un quasi-équilibre de Sr atteint au cours de l'alimentation en eau et (3) une décroissance de Sr intervenant dès l'arrêt de l'alimentation, coïncidant avec le drainage du massif.

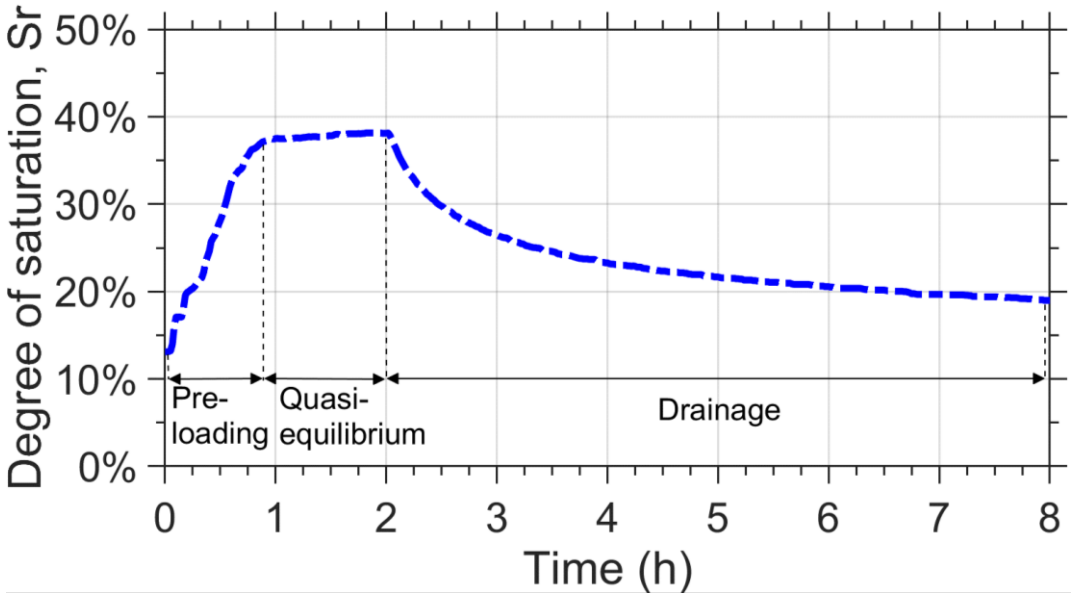


Figure 4.27. Evolution type de l'état de saturation de la noue de filtration en trois phases

Les évolutions types de Sr pour les alimentations en tête à 0,14 et 0,27 L/s sont représentées sur les Figure 4.28a et b. Les Figure 4.29a et b présentent une comparaison entre les évolutions types de Sr pour des alimentations en tête et latérale (0,27 L/s). Les évolutions de Sr suivent de manière générale la même tendance quelque soit l'intensité ou la modalité d'alimentation. Il est à noter que la phase stationnaire du degré de saturation peut être remplacée par une augmentation plus ténue de Sr comparée à la première phase (forte augmentation de Sr) ; ce comportement de la noue de filtration est ici visible pour l'alimentation latérale à 0,27 L/s (Figure 4.29 b). Concernant les évolutions de Sr observées lors de la seconde série d'essais, l'évolution de l'augmentation maximale de Sr au cours de l'essai (ΔSr_{max}) en fonction de son état initial (Sr_{ini}) peut être modélisée par une régression linéaire décroissante présentant un coefficient de détermination (R^2) de 0,76 (Figure 4.30). Elle souligne la dépendance de ΔSr_{max} à Sr_{ini}.

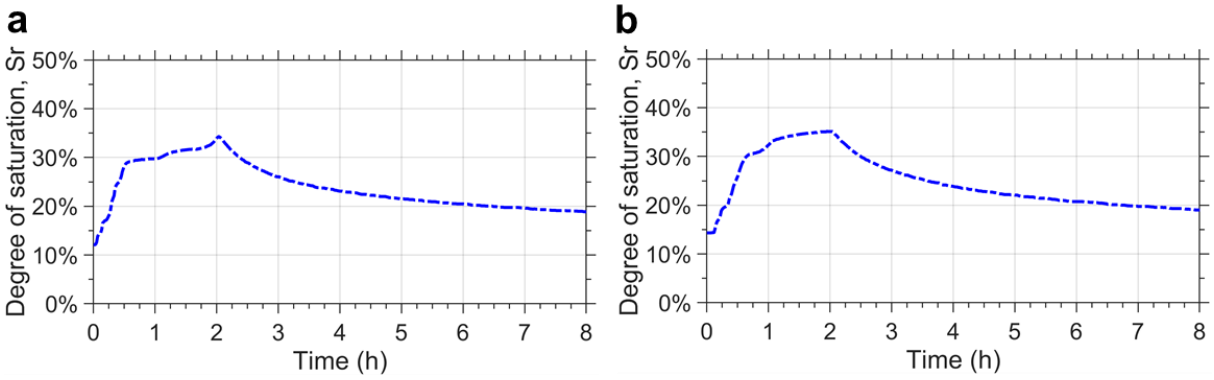


Figure 4.28. Evolutions types des degrés de saturation de la partie centrale de la noue de filtration (alimentations en tête). a. 0,14 L/s. b. 0,27 L/s

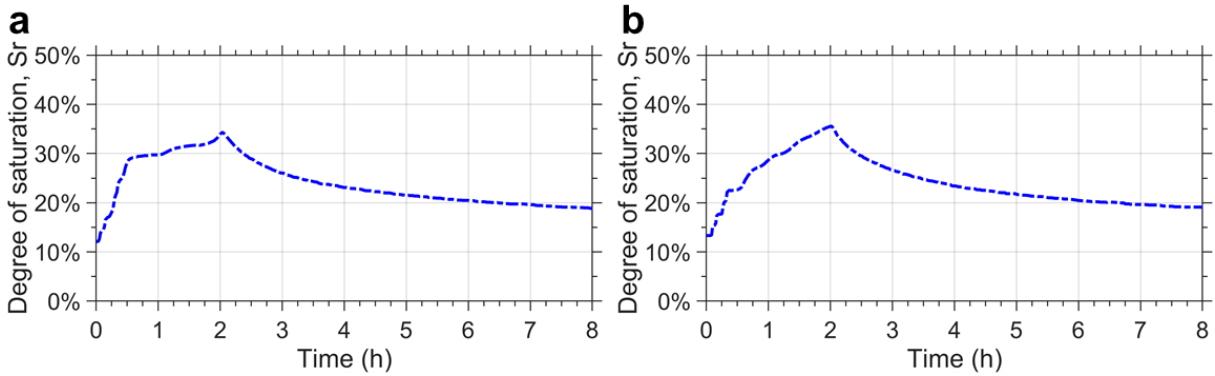


Figure 4.29. Evolutions types des degrés de saturation de la partie centrale de la noue de filtration consécutives à des alimentations en tête et latérale. a. Alimentation 0,27 L/s en tête. b. Alimentation 0,27 L/s latérale.

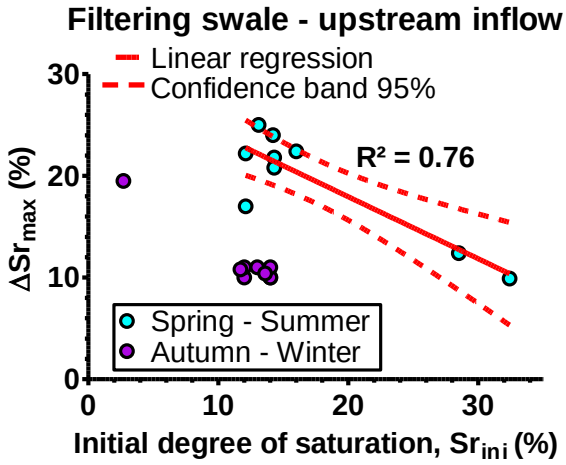


Figure 4.30. Evolutions de l'augmentation maximale du degrée de saturation de la partie centrale de la noue de filtration en fonction de son degré de saturation initial (alimentation en tête) et régressions linéaires correspondantes (les résultats des alimentations sur la période automne – hiver 2017 n'ont pas été incoporés à la régression linéaire)

3.2.4. Performances hydrologiques

Les résultats des performances hydrologiques de la noue de filtration vis-à-vis de toutes les conditions testées sont données dans le Tableau 4.3 (première série d'essais) et le Tableau 4.4 (seconde série d'essais).

Les durées estimées des évènements (T) et les temps de réponse des drains ($T_{lag\text{-}sub}$) associés à la première série d'essais sont plus longs à intensité d'évènement simulée équivalente que ceux de la seconde série d'essais. Les durées des évènements et les temps de réponse de la sortie des drains diminuent lorsque le débit d'alimentation augmente. Les résultats des tests de Mann-Whitney attestent de différences significatives entre les distributions de T et entre celles de $T_{lag\text{-}sub}$ obtenues pour des alimentations en tête et latérale (0,27 L/s). Les abattements du débit de pointe en sortie de drains (ΔQ_{sub}) diminuent lorsque l'intensité de l'alimentation en tête de noue standard croît (Figure 4.31a). En revanche, ils augmentent significativement pour des alimentations latérales comparées aux alimentations en tête (Figure 4.31b et Tableau 4.8). Par ailleurs, les taux reflétant la proportion d'eau infiltrée ou évapotranspirée lors de l'évènement (noté Infilt qui est le ratio entre V_{inf} et V_{in}) sont tous égaux à 100%, les alimentations de la noue de filtration étant marquées par l'absence de surverse.

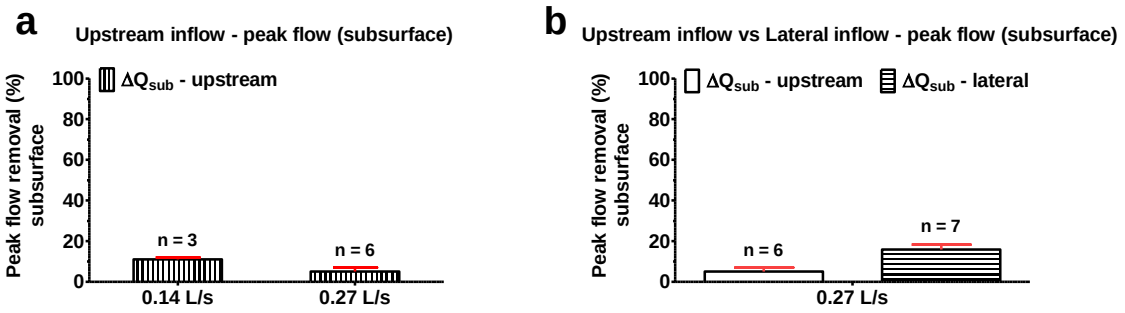


Figure 4.31. Abattements du débit de pointe en sortie de drains de la noue de filtration. a. Alimentation en tête. b. Comparaison des résultats pour des alimentations en tête et latérale

Tableau 4.8. Résultats des comparaisons entre les indicateurs obtenus lors des alimentations en tête et latérale (0,27 L/s) sur la noue de filtration (tests de Mann-Whitney). Les paramètres dont les distributions sont significativement différentes sont en gras

Parameter	Upstream vs Lateral (0.27 L/s)
ΔV	**0.0053****
Sr_{ini}	0.3907
ΔSr_{max}	0.4289
$T_{lag\text{-}sub}$	**0.0012****
T	**0.0012****
ΔQ_{sub}	**0.0032****

Les distributions sont significativement différentes si $p < 0,05$; **$p < 0,01$

Les bilans volumiques des alimentations de 2h de la noue de filtration sont présentés sur la Figure 4.32. Le volume d'eau total V_{out} sortant de la noue de filtration est quasi systématiquement inférieur à celui injecté artificiellement (V_{in}) dans la noue (bilan positif), toute condition d'essai confondue (excepté l'essai en tête de noue Frequent high n°2). Les abattements volumiques ΔV, permettant d'estimer la quantité d'eau retenue au sein de la noue de filtration ou évapotranspirée, sont compris entre -1 et 16%. Il est à noter que les ΔV associés à la première série d'essais (compris entre 1 et 5%) sont plus faibles que la majorité de ceux associés à la seconde série d'essais (ΔV de 15 évènements sur 16 compris entre 5 et 16%). De plus, les ΔV associés aux alimentations latérales, à 86% compris entre 13 et 16%, sont significativement plus élevés que ceux associés aux alimentations en tête de noue de filtration (Tableau 4.8).

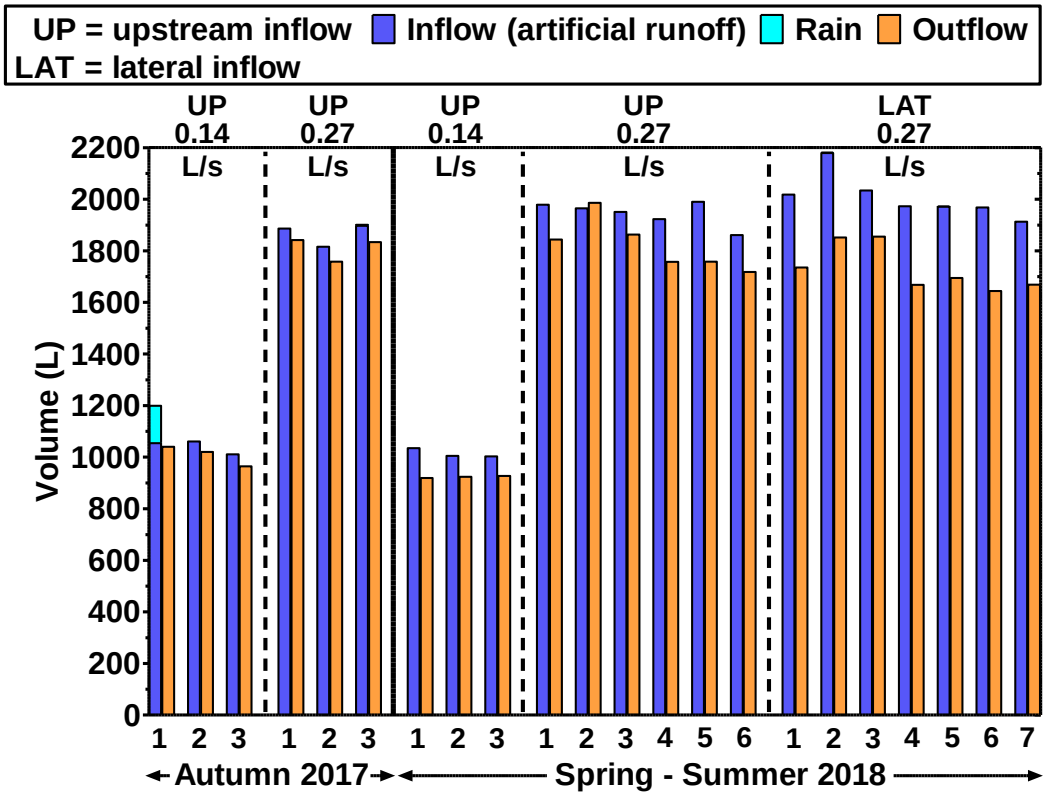


Figure 4.32. Bilans volumiques pour les alimentations en eau de 2 h sur la noue de filtration

Comme pour la noue standard, les calculs des corrélations (méthode de Spearman) entre à la fois les différents indicateurs des performances hydrologiques de la noue de filtration et les paramètres liés à son degré de saturation en eau, ont été effectués séparément, d'abord sur les résultats de la première série d'essais puis sur ceux de la seconde série. La première série d'essais (8 évènements considérés) est caractérisée par une seule corrélation forte et significative entre la durée de l'évènement (T) et ΔQ_{sub} (Tableau 4.9).

Tableau 4.9. Corrélations de Spearman (ρ) sur la première série de tests réalisée sur la noue de filtration (évènement « frequent low 1 » exclu de l'analyse en raison d'un $V_{rain} > 0,05*V_{in}$)

Parameter	ΔV	Sr_{ini}	ΔSr_{max}	$T_{lag-sub}$	T	ΔQ_{sub}
ΔV						
Sr_{ini}	-0.55					
ΔSr_{max}	0.11	-0.52				
$T_{lag-sub}$	0.58	-0.11	-0.54			
T	0.41	-0.67	-0.01	0.64		
ΔQ_{sub}	-0.01	0.44	-0.10	-0.38	**-0.84***	

Une corrélation significative ($p < 0,05$) est en **gras** ; la valeur est de plus soulignée si la corrélation est considérée comme forte ($\rho \geq 0,60$ ou $\rho \leq 0,60$) ; *$p < 0,05$

La seconde série d'essais (16 évènements considérés) est caractérisée par des corrélations significatives entre (Tableau 4.10) :

- l'abattement volumique ΔV et le degré initial de saturation de la partie centrale de la noue de filtration (Sr_{ini}), et entre ΔV et ΔQ_{sub} (forte corrélation),

- le temps de décalage de la réponse de la sortie des drains $T_{lag-sub}$ et à la fois la durée de l'évènement T et ΔQ_{sub} (fortes corrélations),

- T et ΔQ_{sub} (forte corrélation).

Tableau 4.10. Corrélations de Spearman (ρ) sur la seconde série de tests réalisée sur la noue de filtration

Parameter	ΔV	Sr_{ini}	ΔSr_{max}	$T_{lag-sub}$	T	ΔQ_{sub}
ΔV						
Sr_{ini}	**-0.53***					
ΔSr_{max}	0.10	-0.30				
$T_{lag-sub}$	0.42	-0.30	-0.01			
T	0.39	-0.14	-0.14	**0.93*****		
ΔQ_{sub}	**0.89*****	-0.35	0.05	**0.63****	**0.69****	

Une corrélation significative ($p < 0,05$) est en **gras** ; la valeur est de plus soulignée si la corrélation est considérée comme forte ($\rho \geq 0,60$ ou $\rho \leq 0,60$) ; *$p < 0,05$; **$p < 0,01$; ***$p < 0,001$

3.3. **Impact du type de noue sur la gestion des volumes ruisselés**

Les taux d'infiltration Infilt (incluant une part d'évapotranspiration) des volumes injectés lors des alimentations du pilote sont différents suivant le type de noue considéré. La noue de filtration infiltre 100% des volumes reçus pour les alimentations en tête à 0,14 et à 0,27 L/s ainsi que pour les alimentations latérales à 0,27 L/s (Figure 4.33) ; elle se comporte donc comme une noue d'infiltration, terminologie utilisée ici pour désigner une noue gérant par infiltration-évapotranspiration plus de 50% des volumes reçus. La noue standard est capable de se comporter comme une noue d'infiltration lors de sa gestion des évènements à 0,14 L/s et de certains évènements à 0,27 L/s l'alimentant latéralement (Figure 4.33). En revanche, la noue standard infiltre à moins de 50% les volumes reçus lors de deux

alimentations latérales et de toutes les alimentations en tête à 0,27 L/s, ainsi que lors de tous les évènements à 0,8 L/s (Figure 4.33) ; sa fonction de transport, c'est-à-dire de canalisation des flux d'eau jusqu'à la surverse, devient alors prépondérante.

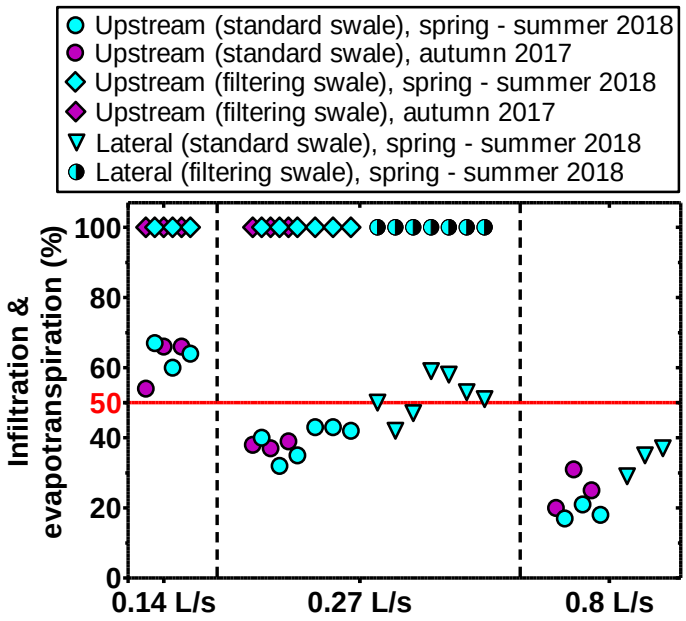


Figure 4.33. Evolution de la proportion d'eau infiltrée dans les noues pilotes suivant cinq conditions d'alimentation ; les résultats des deux périodes de tests (automne 2017 et printemps-été 2018) sont différenciés par des couleurs différentes (violet et cyan)

Les bénéfices liés à l'aménagement d'une noue de filtration par rapport à une noue standard pour gérer par infiltration les évènements fréquents et l'évènement spécial ont été évalués en estimant des gains moyens du taux d'infiltration pris par la noue de filtration par rapport à la noue standard (Figure 4.34). Ces gains moyens varient de +37 à +61%. Les bornes inférieure et supérieure de cet intervalle des gains moyens sont respectivement relatives aux alimentations en tête à 0,14 et 0,27 L/s. Il est à noter que l'alimentation latérale à 0,27 L/s présente un gain moyen réduit par rapport à celui de l'alimentation en tête à 0,27 L/s.

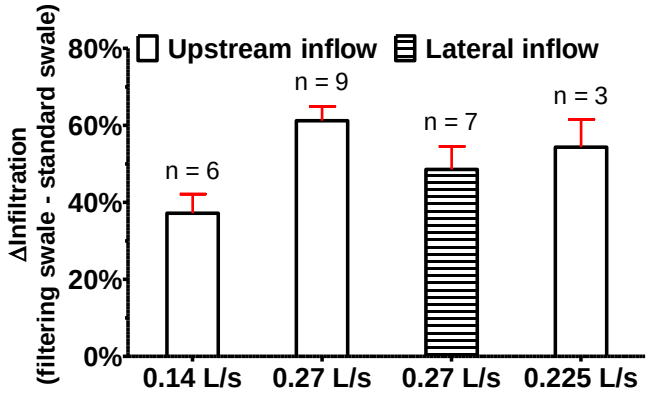


Figure 4.34. Evolution des écarts entre les proportions d'eau infiltrée dans la noue de filtration et dans la noue standard suivant quatre conditions d'alimentation (écarts-types représentés par les barres rouges)

4. Discussion

Notre système pilote a permis de suivre en continu les flux d'eau au sein d'une noue de filtration et d'une noue standard. L'originalité de notre système est de pouvoir mesurer à la fois les flux surversés et infiltrés jusqu'au fond des deux noues, grâce à la pose respective d'un caniveau et de huit drains perforés dans chaque ouvrage. En effet, le suivi des flux surversés sert à estimer les volumes d'eau captés par la noue (par différence entre les flux injectés et surversés) ; il est courant dans les études s'intéressant au fonctionnement hydraulique des noues standards (Deletic and Fletcher, 2006; Lucke et al., 2014; Rujner et al., 2018a; Young et al., 2018; Yousef et al., 1985; Yu et al., 2001) et des noues de biorétention/biofiltration (Jiang et al., 2017; Monrabal-Martinez et al., 2018). Le suivi des flux d'eau infiltrés jusqu'au fond des deux noues permet d'estimer les quantités d'eau pouvant être drainées – une noue de filtration est souvent équipée d'un drain (Flanagan et al., 2018) – ou être rejetées vers une nappe d'eau souterraine – cas d'une noue non étanchée et non drainée comme la noue standard. Alors que ce type de suivi a déjà été mis en place pour évaluer le fonctionnement hydraulique de noues de filtration (Monrabal-Martinez et al., 2018), il est novateur dans notre noue standard pilote.

En outre, les expérimentations de la présente étude ont permis de caractériser des différences manifestes dans la gestion hydraulique de différents types d'évènements pluvieux (surtout fréquents) par deux types de noue contrastés. Enfin, les expérimentations sur notre pilote ont mis en évidence plusieurs facteurs susceptibles d'affecter le fonctionnement hydraulique et/ou les performances hydrologiques d'une noue : (i) les matériaux de construction de la noue, (ii) le degré initial de saturation en eau du massif, (iii) l'intensité de l'évènement pluvieux et (iv) la modalité d'alimentation de l'ouvrage (alimentation en tête ou alimentation latérale).

4.1. Fonctionnement hydraulique des noues pilotes

4.1.1. Fonctionnement hydraulique de la noue standard

Nos résultats concernant le fonctionnement hydraulique de la noue standard pilote montrent qu'elle gère les eaux de ruissellement à la fois par transport en surface et par infiltration. Ces résultats sont en accord avec des études précédentes réalisées sur des noues standards de terrain alimentées naturellement (Shafique et al., 2018; Winston et al., 2019; Young et al., 2018) ou artificiellement (Bäckström, 2002; Deletic and Fletcher, 2006; Rujner et al., 2018a). Pour les deux modalités d'alimentation testées (en tête et latérale), la surverse de notre noue pilote comporte la plupart du temps trois phases, montée en débit – palier de débit – décroissance du débit. Cette évolution est similaire à celle observée sur deux noues standards de 30 m de long alimentées à des débits constants en tête et latéralement (Rujner et al., 2018a) et sur l'accotement d'une noue standard alimentée latéralement à des débits constants (García-Serrana et al., 2017a). La plupart de nos résultats (excepté quelques résultats de la première série d'essais) indique que l'évolution des débits issus des drains de la noue standard suit la même tendance que les

débits surversés, mais avec une phase de drainage plus longue sans doute liée à un temps de passage dans le massif plus élevé qu'à sa surface. Nos estimations de l'évolution du degré de saturation en eau de la partie centrale de la noue standard pilote peuvent expliquer en partie l'évolution des débits drainés : (1) l'augmentation du degré de saturation coïncide avec la mise en charge hydraulique du massif, augmentant le débit en sortie de drains, (2) la phase stationnaire du degré de saturation coïncide plus ou moins avec l'atteinte d'un régime hydraulique permanent, le débit en sortie de drains est alors quasi-constant et (3) la phase de décroissance du degré de saturation, légèrement retardée par rapport à celle du débit, correspond au ressuyage du sol de la noue, marqué par une lente décroissance du débit en sortie de drains.

Concernant la proportion des volumes surversés par rapport à ceux infiltrés, elle croît lorsque notre noue standard pilote est alimentée avec des évènements plus intenses. C'est aussi le cas de l'écart entre les débits surversés et drainés par notre noue standard. Cette tendance est en accord avec les observations d'études précédentes sur les volumes surversés par des noues standard de terrain alimentées naturellement ou artificiellement (Davis et al., 2012; Rujner et al., 2018a; Shafique et al., 2018; Winston et al., 2019; Young et al., 2018; Yu et al., 2001).

En termes de gestion hydrologique des volumes ruisselés, notre noue standard pilote assure un contrôle du volume (volumes infiltrés > volumes surversés) pour les évènements fréquents de faible intensité (simulés par l'évènement à 0,14 L/s) et ceux de plus forte intensité l'alimentant latéralement (0,27 L/s). En revanche, notre noue standard se transforme en système de canalisation (volumes surversés > volumes infiltrés) pour les évènements plus intenses (0,27 L/s simulés en tête et 0,8 L/s). Cette disparité de gestion entre les petits évènements pluvieux et les évènements plus intenses est conforme aux résultats trouvés par des études précédentes (Davis et al., 2012; Shafique et al., 2018; Winston et al., 2019; Young et al., 2018).

Par ailleurs, nos données de teneur en eau ont permis de caractériser la répartition des écoulements au sein du massif de la noue standard pilote. Dans le cas d'une alimentation en tête de noue, la présente étude a permis de détecter une concentration des flux dans la partie centrale du système. Ces flux atteignent aussi les zones périphériques de la noue (talus), en profondeur, attestant de leur progression à la fois latérale et verticale au sein du sytème. En outre, nos données de teneur en eau montrent que l'alimentation latérale permet d'étendre la surface potentielle d'infiltration de la noue standard pilote, en générant des écoulements dans la partie centrale du massif ainsi que dans les parties superficielles et plus profondes du talus recevant le ruissellement. Ces observations sont en accord avec des résultats expérimentaux (Davis et al., 2012; García-Serrana et al., 2017a) et de modélisation (Flanagan et al., 2017; García-Serrana et al., 2017b) précédents, qui ont souligné la capacité d'une bande enherbée, positionnée en amont de la partie centrale d'une noue, à infiltrer plus ou moins partiellement les eaux de ruissellement. Par ailleurs, il est à noter que les évolutions de la conductivité électrique et du pH des eaux drainées par notre noue standard pilote sont marquées par une décroissance brutale moins de 30

min après le départ de l'alimentation ; au vu du faible K_s du loam limoneux (~ 10^{-7} m/s), elle pourrait être le signe d'un transit très rapide d'une grande proportion des eaux injectées dans le massif, dû à des écoulements préférentiels. Cette hypothèse est renforcée par la présence de nombreuses fissures, visibles à la surface de notre noue standard pilote (Figure 4.35).

Nos résultats concernant les abattements des volumes injectés dans la noue standard pilote permettent d'apprécier sa capacité de rétention des volumes d'eau. Leurs faibles valeurs (≤ 14%) comparées aux quantités d'eau infiltrées (17 – 67%) pour toutes les conditions d'alimentation testées indiquent un drainage efficace de l'eau vers le fond de la noue. L'infiltration au sein de la noue standard pourrait alimenter de manière significative une éventuelle nappe d'eau souterraine positionnée sous l'ouvrage.



Figure 4.35. Fissures identifiées à la surface de notre noue pilote

Sur le plan épuratoire, le fonctionnement hydraulique de notre noue standard pilote vis-à-vis des petites pluies fréquentes pourrait être propice à leur épuration : le fort taux d'infiltration (> 50%) favoriserait la rétention possible des micropolluants par sédimentation, filtration mécanique et sorption sur la matrice sol (Tedoldi et al., 2016), et le temps de séjour élevé des eaux en surface bénéficierait à la sédimentation et au piégeage des polluants sous forme particulaire par la végétation (Deletic and Fletcher, 2006). En revanche, le fonctionnement hydraulique de la noue standard pilote vis-à-vis des pluies modérées à fortes, marqué par une infiltration minoritaire et un transfert rapide des eaux reçues vers sa surverse, devrait être probablement moins favorable à la rétention des polluants en son sein.

4.1.2. Fonctionnement hydraulique de la noue de filtration

Nos résultats concernant le fonctionnement hydraulique de la noue de filtration pilote montrent qu'elle gère les évènements fréquents (0,14 et 0,27 L/s) par infiltration. Par conséquent, notre noue de filtration pilote assure un contrôle des volumes ruisselés pour les évènements fréquents. Pour les deux modalités d'alimentation testées, les flux drainés évoluent en trois phases, montée du débit – palier de débit – décroissance du débit. L'évolution du degré de saturation en eau de la partie centrale de la noue de filtration pilote coïncide avec l'évolution des débits drainés : (1) l'augmentation du degré de

saturation indique une mise en charge hydraulique du massif, augmentant le débit en sortie de drains, (2) la phase stationnaire du degré de saturation coïncide plus ou moins avec l'atteinte d'un régime hydraulique permanent, le débit en sortie de drains est alors quasi-constant et (3) la phase de décroissance du degré de saturation correspond au ressuyage du sol de la noue, marqué par une rapide puis lente décroissance du débit en sortie de drains. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par Monrabal-Martinez et al. (2018) sur deux noues de filtration pilotes alimentées pendant environ 1 h à 0,3 L/s.

Les hydrogrammes de débit et l'évolution des volumes drainés cumulés de notre noue de filtration pilote présentent des différences suivant la modalité d'alimentation : l'alimentation latérale génère des débits drainés plus faibles et une restitution des volumes en sortie de drains retardée comparée à l'alimentation en tête. Ces différences pourraient s'expliquer par les deux configurations distinctes de notre noue de filtration en fonction de la modalité d'alimentation. En effet, nos données de teneur en eau ont montré une concentration des flux d'eau dans la partie centrale de notre noue de filtration pilote, constituée de sable et de gravier, lors de son alimentation en tête. Dans cette première configuration, notre noue de filtration agit comme un massif filtrant doté d'une bonne capacité de drainage ($K_s \sim 10^{-5}$ m/s). En revanche, ces flux d'eau se répartissent entre le talus recevant le ruissellement, constitué de loam limoneux, et la partie centrale de la noue, lors de l'alimentation latérale. Dans cette seconde configuration, notre noue de filtration peut être assimilée à un massif filtrant précédé d'une courte bande enherbée (talus). Il est à noter que nos données de pH et de conductivité électrique semblent indiquer que la partie centrale de la noue de filtration draine en majorité l'évènement à 0,27 L/s injecté latéralement ; les flux s'infiltrant au sein du talus seraient minoritaires.

Sur le plan épuratoire, l'infiltration complète des évènements fréquents au sein de notre noue de filtration pilote, objectif ciblé par l'implantation d'une telle noue, devrait être bénéfique à la rétention des polluants par sédimentation, filtration mécanique et sorption sur la matrice sol.

4.2. **Facteurs affectant les performances hydrologiques**

Nos expérimentations sur les deux noues pilotes ont permis d'identifier les matériaux de construction de la noue, le degré initial de saturation en eau du massif, l'intensité de l'évènement pluvieux et la modalité d'alimentation comme des facteurs susceptibles d'affecter leurs performances hydrologiques. Concernant les matériaux de construction d'une noue, nos résultats portant sur la comparaison des capacités de gestion des évènements fréquents par infiltration au sein de nos deux noues pilotes ont montré des proportions de volumes infiltrés systématiquement supérieures pour la noue de filtration. Ce contraste s'explique par la nature des matériaux constituant la partie centrale de chaque noue. Le massif de la noue de filtration est constitué pour partie de sable et de gravier, deux matériaux présentant des capacités intrinsèques d'infiltration très supérieures à celles du loam limoneux

contenu dans la noue standard (conductivité hydraulique à saturation du sable 40 fois supérieure à celle du loam limoneux).

De plus, nos résultats ont montré que les propriétés hydrodynamiques des matériaux d'une noue affectent l'évolution de son état hydrique. Alors que les évolutions du degré de saturation en eau au sein de nos deux noues pilotes sont toutes caractérisées par trois phases, montée en saturation – régime stationnaire – drainage, la nature des matériaux du massif affecte l'intensité et/ou la durée de chacune de ces phases. Les degrés initiaux de saturation des massifs sont nettement plus faibles pour la partie centrale de la noue de filtration (10 – 30%) comparés à celle de la noue standard (70 – 80%) ; ces disparités s'expliquent par la capacité du massif filtrant à drainer plus efficacement l'eau tansitant au sein de sa porosité, le sable et le gravier s'asséchant ensuite très rapidement par rapport au loam limoneux. Ces différences de capacités intrinsèques d'infiltration entre le sable/gravier et le loam limoneux expliquent les durées réduites des phases de drainage de la noue de filtration pilote par rapport à celles de la noue standard pilote ; elles concourrent à des durées d'évènements plus courtes dans la noue de filtration (7 – 10 h) par rapport à celles de la noue standard (11 – 20 h). Ces résultats confirment les tendances observées à l'échelle pilote par Monrabal-Martinez et al. (2018) entre des noues de filtration constituées de sable et une noue de biofiltration constituée d'un loam sableux (matériau moins infiltrant). En outre, la plus forte conductivité hydraulique à saturation du sable favorise la concentration exclusive des écoulements au sein de la partie centrale de la noue de filtration lors de son alimentation en tête. Ce n'est pas le cas du loam limoneux, les écoulements au sein de la noue standard se répartissant dans sa partie centrale mais aussi en profondeur dans ses talus. Ces différences de répartition des flux hydriques au sein de la matrice sol, couplées aux faibles degrés initiaux de saturation en eau de la partie centrale de la noue de filtration, pourraient expliquer les plus forts taux d'augmentation du degré de saturation de la partie centrale de la noue de filtration pilote comparés à ceux de la noue standard. Par ailleurs, nos résultats ont montré que le degré initial de saturation en eau de la partie centrale d'une noue affectait sa capacité à retenir les volumes d'eau sur la durée d'un évènement (indicateur ΔV), indépendamment de la texture du matériau. En revanche, alors que l'état hydrique initial du massif peut affecter la proportion d'eau infiltrée au sein d'une noue (García-Serrana et al., 2017a; Lucke et al., 2014; Rujner et al., 2018a), aucune corrélation significative n'a été trouvée dans cette étude entre le degré initial de saturation du massif et le taux d'infiltration ; elle pourrait s'expliquer par la faible variabilité du degré de saturation initial du massif entre les essais.

Concernant l'intensité de l'évènement pluvieux, elle impacte négativement les abattements du débit de pointe (au niveau de la surverse et/ou de la sortie des drains) et les temps de réponse de la surverse et/ou de la sortie des drains de nos deux noues pilotes. Nos résultats sont conformes aux tendances trouvées par des études expérimentales sur des noues standards de terrain alimentées artificiellement (Rujner et al., 2018a) ou naturellement (Shafique et al., 2018; Winston et al., 2019). De plus et comme

évoqué précédemment, l'intensité de l'évènement pluvieux affecte négativement la proportion du volume d'eau infiltré dans la noue standard.

Enfin, nos résultats montrent que la modalité d'alimentation est susceptible d'affecter le taux d'infiltration et les abattements du débit de pointe de notre noue standard (évènements à 0,27 L/s) ainsi que la rétention volumique, le temps de réponse de la sortie des drains, la durée de l'évènement et l'abattement du débit de pointe (en sortie de drains) de notre noue de filtration. Pour les deux noues, l'alimentation latérale a généralement un impact positif sur ces indicateurs de performances hydrologiques, notamment ceux liés aux processus hydrauliques de subsurface. En effet, elle accroît la proportion d'eau infiltrée et l'abattement du débit de pointe de la surverse dans notre noue standard pilote. De plus, elle bénéficie pour notre noue de filtration pilote à la rétention volumique et au temps de passage du flux d'eau dans son sol. En favorisant l'infiltration ou un temps de passage plus long au sein de la matrice sol, l'alimentation latérale dans nos deux noues pourrait aussi favoriser une rétention accrue des polluants comparée à celle d'une alimentation en tête. Par conséquent, les résultats de la présente étude montrent que l'implantation d'une noue de sorte à ce qu'elle reçoive un flux d'eau latéral serait à privilégier par rapport à une configuration de noue avec alimentation en tête.

4.3. **Limites de l'étude**

La présente étude souffre de plusieurs limites dues à la configuration du pilote et à la forme de ses alimentations en eau. Les 8 drains posés au fond de chacune de nos deux noues pilotes ne reproduisent pas les conditions réelles de drainage d'une noue en service. En effet, les noues de terrain sont généralement soit non drainées soit équipées d'un seul drain positionné en fond d'ouvrage (au centre). Dans le cas de cette étude, un tel système de drainage a été installé pour pouvoir collecter la majorité des flux d'eau atteignant le fond de l'ouvrage, ayant pour conséquences de maximiser les flux drainés et de minimiser la rétention volumique par rapport à une noue en service. En outre, nos deux noues pilotes sont des systèmes intégralement étanchés – une configuration qui s'écarte potentiellement de certaines noues de terrain – ce qui concourt à l'accumulation de l'eau au fond des ouvrages. Concernant l'ensemble des performances hydrologiques observées dans le cadre de cette étude, elles ont été obtenues suite à des alimentations à débits constants de nos deux noues pilotes. Ce format « idéal » d'alimentation s'écarte des caractéristiques réelles des évènements de ruissellement sur le terrain, marquées par des intensités et des durées de pluie variables. Il a en revanche facilité l'évaluation de la répétabilité des résultats.

5. **Conclusion**

La conception d'une noue reste en France encore assez empirique. Elle cible généralement un ou plusieurs objectif(s) hydraulique et/ou épuratoire à remplir pour la noue et s'appuie surtout sur des

évènements critiques (p.ex. pluie décennale) pour dimensionner l'ouvrage. Ces évènements ne sont cependant pas représentatifs des conditions d'alimentation fréquentes d'une noue sur le terrain. La présente étude s'est principalement focalisée sur le fonctionnement hydraulique des noues vis-à-vis des pluies les plus fréquentes observées dans les zones tempérées (cas de la région nantaise), c'est-à-dire les petites pluies. L'évaluation du fonctionnement des noues vis-à-vis de tels évènements s'avère capitale, ces derniers générant la majorité des volumes ruisselés et des flux polluants en entrée d'ouvrage. La présente étude a été réalisée dans des conditions semi-controlées, en s'appuyant sur un dispositif expérimental pilote constitué de deux types de noues distincts. La première noue a été construite avec un sol excavé localement pour reconstituer une noue standard, servant traditionnellement à la canalisation des volumes ruisselés. La seconde noue a été construite avec un massif filtrant, qui offre a priori des perspectives de gestion intéressantes des eaux de ruissellement sur les plans hydrologique et épuratoire (traitement et contrôle des volumes ruisselés). Les principaux résultats de cette étude montrent que :

- une noue standard, lorsque sa perméabilité est suffisante, n'est pas restreinte à la canalisation du ruissellement. Par rapport à des évènements fréquents, elle est capable d'infiltrer plus de 50% des volumes ruisselés générés par des petites pluies (typiquement des hauteurs de pluie < 6 mm pour un ratio surface active/surface au miroir de la noue de 10) pour une perméabilité de l'ordre de 4.10^{-7} m/s. En revanche, cette proportion diminue plus les hauteurs de pluie sont élevées et peut devenir minoritaire pour les évènements fréquents de plus forte intensité (typiquement des hauteurs de pluie ~ 10 mm pour un ratio surface active/surface au miroir de la noue de 10). Concernant les évènements plus sévères (hauteurs de pluies > 20 – 30 mm), la noue standard fonctionne majoritairement par canalisation des flux d'eau.

- contrairement à une noue standard, la construction d'une noue avec un massif filtrant permet d'infiltrer la totalité des volumes d'eau générés par des évènements fréquents (typiquement des hauteurs de pluies < 11 mm pour un ratio surface active/surface au miroir de la noue de 10).

- les matériaux d'une noue régissent son fonctionnement hydraulique. Les propriétés hydrodynamiques des matériaux affectent la distribution des flux d'eau au sein de l'ouvrage, en influant sur les proportions de volumes surversés et infiltrés mais aussi sur la répartition de l'eau au sein de la matrice sol. L'utilisation de matériaux de construction perméables comme le sable induirait, dans le cas d'une alimentation en tête, une plus forte concentration des écoulements dans la zone de l'ouvrage recevant les eaux de ruissellement, limitant leurs expansions latérales vers les zones périphériques de la noue (talus). Par rapport à un sol *in situ* moins perméable, la conception d'une noue avec un matériau filtrant permettrait d'accélérer la phase de drainage de l'ouvrage. Par ailleurs, le fonctionnement hydraulique d'une noue régissant les transferts des eaux de ruissellement au sein de l'ouvrage, le choix des matériaux pourrait aussi affecter le fonctionnement épuratoire de la noue.

- en termes de performances hydrologiques, une noue standard est capable d'abattre efficacement (~ 50%) les débits de pointe et de décaler significativement le temps de réponse de sa zone contributive lors de petites pluies (décalage de la réponse de sa surverse > 11 min). Ces performances sont rapidement dégradées lors de pluies plus intenses, l'abattement du débit de pointe et le décalage du temps de réponse de la surverse atteignant des valeurs inférieures à 30% et 5 min. Pour la noue de filtration, le temps de décalage de la réponse de son massif (eaux drainées) diminue avec l'intensité de l'évènement pluvieux.

- l'alimentation latérale d'une noue standard permettrait d'accroître la proportion d'eau infiltrée dans l'ouvrage, en augmentant les quantités d'eau transitant dans le talus recevant le ruissellement ; dans le cas d'une noue de filtration une alimentation latérale impacterait positivement le temps de passage des eaux dans le massif et bénéficierait à la rétention volumique. Ces différences sont évidemment en lien avec le fait que le système dans lequel se produit l'infiltration des eaux pluviales est modifié par le type d'alimentation.

Chapitre 5. Performances épuratoires des noues pilotes vis-à-vis de micropolluants

Ce chapitre est consacré aux résultats des essais ayant permis de caractériser les performances épuratoires des deux noues pilotes vis-à-vis de micropolluants organiques. Il est présenté sous la forme d'un article scientifique en anglais.

Micropollutant removal from stormwater in two pilot swales

Alexandre Fardel[1,2], Pierre-Emmanuel Peyneau[1], Béatrice Béchet[1], Abdelkader Lakel[2], Fabrice Rodriguez[1]

[1]IFSTTAR, GERS, EE, F-44344 Bouguenais, France

[2]CSTB, Aquasim, 11 Rue Henri Picherit, 44300 Nantes, France

1. Introduction

Swales are increasingly popular techniques for mitigating the environmental impacts of urban runoff and road runoff. Over the past 30 years, design of swales has undergone considerable evolutions, from traditional conveyance channels (standard swale) to advance engineered soil systems (filtering swale, bioswale) (Gavrić et al., 2019a). This leads to distinct capacity of swales for handling run-in discharges: the standard swale both infiltrates and conveys the excess runoff while the filtering swale can completely infiltrate the events smaller than its design event (Davis et al., 2012; Monrabal-Martinez et al., 2018; Rujner et al., 2018a). Despite these contrasting hydrological processes, very few studies have attempted to quantify the effect of different soil materials on swale outflow quality.

Furthermore, most of the previous swale studies have found decreased total suspended solids (TSS) and total trace metal concentrations in stormwater overflows, especially when these contaminants are highly concentrated in the inflows (Fardel et al., 2019). By contrast, very few studies have investigated the removal efficiency of organic micropollutants such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and pesticides (Flanagan et al., 2018), which are a matter of growing environmental health concern for their toxic effects on organisms (Cederkvist et al., 2017). In addition, capacity of swales to remove micropollutants in the dissolved phase is poorly investigated, even if their retention processes, their soil mobility and their bioavailability differ from those in the particulate phase (Fardel et al., 2019; Flanagan et al., 2018; Gavrić et al., 2019a).

Optimising the design and implementation of swales likely requires a better understanding of their micropollutants removal potentiality and whether specific swale design factor should favor enhanced

stormwater quality. For this purpose, the present study was designed to investigate the stormwater treatment efficiency of a standard swale and a filtering swale for trace metals, for two of the most predominant PAHs in urban runoff, i.e., pyrene and phenanthrene, and for glyphosate, the most widely-used herbicide worldwide. For such a purpose, two pilot swales were implemented and supplied with semi-synthetic stormwater in order to obtain independence from weather conditions and contaminant variability (Cederkvist et al., 2017) and thus to provide more robust comparisons. In this context, the specific objectives of the present study were (i) to assess the differences of pollutant removal between infiltrated stormwater and conveyed runoff for the standard swale, (ii) to evaluate the treatment efficiency of the selected micropollutants in both the dissolved and particulate/total phases, (iii) to examine how the treatment performances could be affected by the inflow path, i.e. a swale can be supplied laterally (e.g., roadside swale) or at its upstream end, and by the inflow rates and (iv) to compare pollutant removal by distinct soil media. The results underline the relevance of the soil material, as a major contributing factor to pollutant treatment efficiency, which may have to be taken into account for designing highly efficient swales.

2. **Materials and methods**

Complementary information about the procedures and experimental set-up are available in the Supporting Information (see supporting information (SI): S1 - S18).

2.1. **Experimental site**

Two pilot swales, i.e., a standard swale and a filtering swale, were built in December 2016 in concrete open-air boxes (upstream: 7 m x 4 m x 1.67 m) at the Aquasim experimental platform (CSTB Nantes, France) (see Fig. 1a for the picture of the pilot swales, Fig. 1b for the pilot scheme and Table 1 for their soil and geometric properties). They are 7 m long, 2.6 m to 2.9 m wide at the top, 1.0 m to 1.2 m wide at the bottom, and were designed on a 1.6% longitudinal slope in a trapezoidal form with a ~20 cm ponding depth. Each side of the swale is divided into two parts, (i) a 0.5 m wide flat platform sits above a 0.1 to 0.2 m wide sloping berm (1.6% longitudinal slope) which sits above (ii) a ~0.8 m wide embankment designed on a 25% lateral slope. Each swale media was designed to be 1.14 m deep in their central part and 1.14 m to 1.4 m deep in the others. The swales are lined with a geomembrane and their effluents were discharged to a monitoring vault. Overflows were drained with a PVC gutter while subsurface water was drained with 8 agricultural perforated drains (diameter = 80 mm) equally spaced at the centre of a 10 cm drainage layer (gravel) located at the base of the swale soil media (Fig. 1b). This specific underdrain configuration is used to assess the quality of water that would be either discharged by a swale equipped with a single drain or percolated into the water table.

The two pilot swales differ from their construction materials filling their central part (Fig. 1b). The first swale was designed on the basis of a standard swale by mimicking the construction of a merely graded open channel in a natural field. Its silt loam medium was excavated from an embankment located at the CSTB. For the purpose of medium homogenization, it was carefully stirred by a backhoe bucket prior to its use in the construction. The second swale was designed on the basis of a filtering swale by overlaying a 0.3 m deep drainage layer with a 0.84 m deep sandy layer (Fig. 1b). Furthermore, the sides of the two pilot swales were constructed with the same silt loam medium as the one used to build the central part of the standard swale (Table 1, Fig. 1b). To maintain the soil structures, the distinct soil separates were separated from each other (i.e., sand vs. gravel, sand vs. silt loam and silt loam vs. gravel) with geogrids. In addition, materials were not mechanically packed during the construction to preserve their natural infiltration capacities.

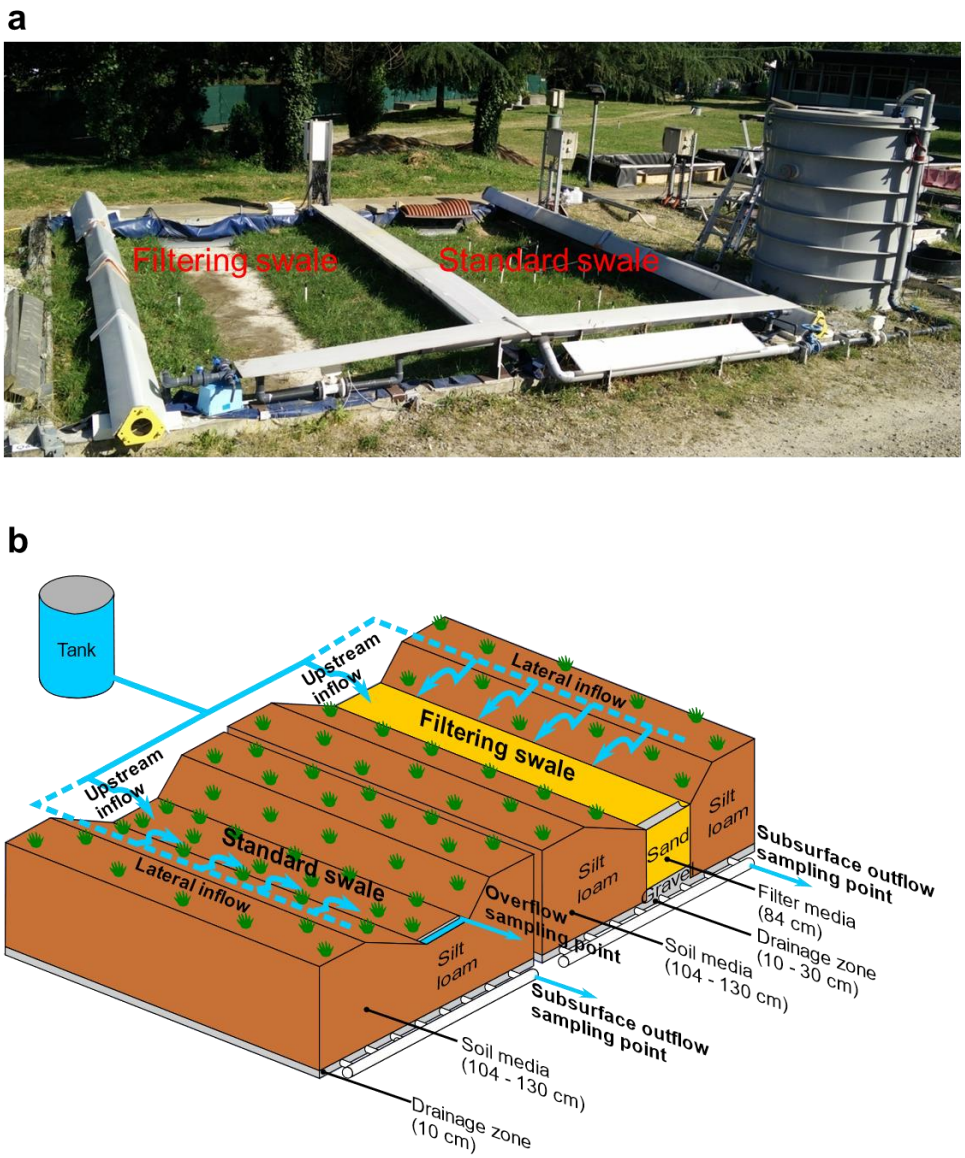
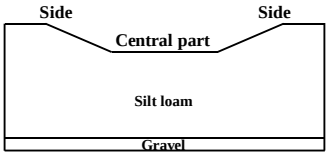
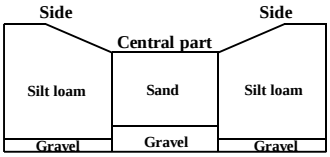


Figure 5.1 (Fig. 1). Pilot system used to evaluate the pollutant removal efficiencies of a standard swale and a filtering swale. a. Photograph of the pilot swales. b. Scheme details the composition of swale soils, the inlet pipes feeding the swales and the outlet pipes collecting swale outflows

Owing to the different materials used to build the swales, contrasting physical and chemical properties were observed between the two pilot swales as well as between the sides and the central part of the filtering swale (Table 1).

Tableau 5.1 (Table 1). Soil and geometric properties of the two pilot swales (mean ± standard deviation (n = 3))

Parameter	Standard swale	Filtering swale	
Geometry			
Length	7 m (6.5 m[a])	7 m (6.5 m[a])	
Top width (min - max)	2.6 – 2.7 m	2.8 – 2.9 m	
Bottom width (min - max)	1.0 – 1.1 m	1.1 – 1.2 m	
Centerline slope	1.6 %	1.6 %	
Side slope	25 %	25 %	
Soil			
		Central part	**Sides**
Media depth (min –max)	Silt loam soil: 114 - 130 cm Gravel (drains): 10 cm	Sand: 84 cm Gravel: 30 cm	Silt loam soil: 114 - 130 cm Gravel (drains): 10 cm
Texture[b] (% volume)	Silt loam: Clay: 3.9 ± 0.2 % Silt: 65.7 ± 2.8 % Sand: 30.4 ± 3.0 % Gravel (size): 5 – 20 mm	Sand: • Silt: 0.8 ± 0.9 % • Sand: 99.2 ± 0.9 % • <250 µm[c]: 5.2 ± 2.3 % Gravel (size): 5 – 20 mm	Silt loam: • Clay: 4.2 ± 0.19 % • Silt: 67.6 ± 0.3 % • Sand: 28.3 ± 0.5 % Gravel (size): 5 – 20 mm
pH	7.0 ± 0.3	Sand: 7.5 ± 0.3 Gravel: 6.0 ± 0.3	6.9 ± 0.4
EC[d] (µS/cm)	80 ± 15	Sand: 15 ± 2 Gravel: 13 ± 8	71 ± 9
OC[e] (by mass, %)	4.1 ± 0.6	Sand: 0.13 Gravel: 0.7	Silt loam: 3.8 ± 0.3
CEC (me/kg)	90.0 ± 0.9	Sand: 9.6 ± 0.8	88.0 ± 3.6
% $CaCO_3$	< 0.5	< 0.5	< 0.5
Porosity (%)	34.3 ± 2.1	Sand: 45.6 ± 1.1 Gravel: 39.3 ± 0.2	34.3 ± 2.1
K_s[f] (m/s)	$4.0 \times 10^{-7} \pm 1.3 \times 10^{-7}$	$1.6 \times 10^{-5} \pm 1.1 \times 10^{-5}$	$4.0 \times 10^{-7} \pm 1.3 \times 10^{-7}$
Vegetation	Ryegrass	No vegetation	Ryegrass

[a]Feeding pipe to gutter; [b]Clay: < 2 µm, Silt: 2 – 63 µm, Sand: > 63 µm (FAO, 2006); [c]Indicator for assessing the risk of migration of fine particules from sandy layer; [d]Electrical conductivity; [e]Organic carbon content; [f]Saturated hydraulic conductivity

Concerning chemical properties, silt loam medium has very higher organic carbon content, cation exchange capacity (CEC) and capacity to leach ions in soil water (higher electrical conductivity (EC)) than both sand and gravel media. Calcium carbonate content is very low in both sand and silt loam media while the highest and lowest pH are observed for sand and gravel, respectively. Initial trace metal and PAH contents are generally lower than maximum European values for unpolluted soils (SI: S5, Table

S5). However, higher trace metal and PAH contents are almost systematically found for the excavated soil in comparison with the sand. Contrariwise, greater hydraulic capacities are observed for the filtering swale, characterized by higher saturated hydraulic conductivity (K_s) and higher water retention capacity (higher porosity for sand) (Table 1).

The standard swale was completely grassed by seeding ryegrass. Due to the very low level of organic matter in sand, only sides of the filtering swale was vegetated with ryegrass.

Each pilot swale was instrumented with 22 soil moisture sensors (type EC-5, METER, accuracy ±0.03 m^3/m^3 using generic calibration). Volumetric water content was monitored in the central part (SI: S8, Fig. S7) and in the sides of each facility (SI: S8, Fig. S7), at depths of 0.1 m, 0.25 m, 0.50 m and 0.75 m (SI: S8, Fig. S8). In order to minimize their interference with flows, EC-5 probes were inserted at a 45° angle to the swale bottom centreline and their cables were horizontally arranged.

2.2. **Artificial run-in discharges**

A tailored runoff simulator was designed to feed the pilot swales with stormwater from a detention pond that stored galvanized roof runoff. Since preliminary chemical analyses revealed its extremely low TSS, PAHs and glyphosate concentrations, three different stormwater qualities were used in the tests: roof runoff (RR), roof runoff spiked with PAHs and glyphosate (RRM) and roof runoff spiked with PAHs, glyphosate and sediment (RRMS). Indeed, the two distinct semi-synthetic stormwater (RRM and RRMS) were prepared (i) to evaluate the treatment efficiency of selected micropollutants (RRM and RRMS) and (ii) to ascertain the good removal capacity of the particulate pollutants (RRMS). Organic compounds were added in dissolved form in both RRM and RRMS. To represent PAHs, pyrene and phenanthrene were chosen on the basis of their prevalence in the PAHs distribution of urban stormwater (Ingvertsen et al., 2011). Glyphosate was selected for its worldwide use (Vereecken, 2005) and because it is highly found in dissolved form in urban runoff (Gasperi et al., 2014). Target concentrations of micropollutants and TSS were based on high levels that had been previously found in typical urban runoff (SI: S4, Table S4): 3.6 µg/L for each PAH to reach the sum of ~7 µg/L for the 16 US-EPA priority PAHs compounds (DiBlasi et al., 2009; Flanagan et al., 2018; Leroy et al., 2016), 6 µg/L for glyphosate (Tang et al., 2015) and 240 mg/L for TSS (Flanagan et al., 2018; Ingvertsen et al., 2011; Kayhanian et al., 2012; Leroy et al., 2016). Details of the irrigation system, the preparation of stock solutions and the spiking procedure can be found in the SI (SI: S2 and S4).

Regarding hydraulic characteristics of runoff simulations, runs were mainly performed for one constant inflow rate of 0.27 L/s and applied over a duration of 2 hours. This test event aims to reproduce a frequent runoff that could be observed in Nantes from a fictive 200 m² contributing area (SI: S1). The analysis of a local rainfall dataset showed that this type of event could be considered as a principal contributor of total 10-years volume discharged in such facilities (SI: S1, Table S1, Fig. S1). In order to assess the impact of inflow paths on treatment efficiency of contaminants, the runoff simulations of 0.27

L/s rate were generated either at the upstream end (i.e., upstream inflows) or from the top of one swale side (i.e., lateral inflows) (Fig. 1 b). For each swale, 9 upstream and 6 lateral inflow runs were performed. They can be separated in sets of three runs on the basis of their stormwater quality: the three stormwater mixtures supplied the swales at their upstream end while the sediment-stormwater mixture did not laterally feed the facilities to avoid sediment accumulation in the lateral pipes. The reproduction of a similar runoff condition in sets of three runs provides evaluation of the potential variability of swale responses.

In addition, sets of three 2-hour stormwater runs with inflow rates of 0.14 L/s and 0.8 L/s were performed at the upstream end of the two swales and the standard swale, respectively. The 0.14 L/s event was designed to evaluate the variability of swales treatment for another type of frequent storm event (SI: S1, Table S1, Fig. S1). The 0.8 L/s runoff flows were generated at standard swale inlet to asses the variability of its treatment when overflows considerably predominate over infiltration (SI: S1, Table S1, Fig. S1). Neither organic micropollutants nor sediment were added to perform these runoff simulation runs.

2.3. **Test procedure**

In order to minimize interference from an antecedent test and to keep similar initial soil moisture conditions, the interval between two adjacent tests was $\geq$ 24 h. All tests were generally performed under dry weather conditions to avoid contamination of outflows from rainwater. Otherwise, rainfall was continuously monitored by two rain gauges located near the pilot to assess its relative impact on swale response (SI: S7, Table S9).

All tests except those using stormwater-sediment mixture were simultaneously performed at both swale inlets. The runoff simulator was equipped with several sets of valves (SI: S2, Fig. S3); therefore, flow rates were adjusted in real time to supply the two facilities with inflows of an equal magnitude. Regarding stormwater-sediment mixture tests, they were successively performed, one by one (SI: S4, Fig. S6).

A quality check procedure was developed to validate the use of each test. For this purpose, potential disturbances caused by subsurface flow rates just before the beginning of the test were checked. To minimize their impact on swale response, free drainage flow rate had not to exceed 5% of maximal outflow rate generated by the test; all simulated events satisfied this condition (SI: S8, Table S10). In the same vein, rainwater contribution to the swale water balance were estimated by converting rainfall depth into liter. To minimize effluent contamination, amount of rainwater had not to exceed 5% of inflows volume. All simulated events satisfied this condition on the time interval between their start and the end of stormwater collection (SI: S7, Table S9). Rainfall registered on the time interval between the day before the test to its start is also given in the SI (SI: S7, Table S9).

In order to characterize whether initial soil moisture conditions are similar among runoff tests, initial effective saturations of each swale central part were estimated according to Van Genuchten (1980), following the example of Rujner et al. (2018). The detailed calculations are given in the SI (SI: S8, Table S11).

2.4. **Stormwater sampling**

Stormwater was mainly collected at four points in the pilot, representing untreated stormwater runoff (stormwater in the tank), stormwater conveyed by the standard swale (overflows), stormwater infiltrated from the standard swale (subsurface flows) and stormwater filtered by the filtering swale (subsurface flows). Concerning stormwater-sediment mixture tests, collection point in the tank was replaced by two points, one at each swale inlet.

At each point, either one or two composite samples were collected depending on the compounds planned to be analyzed in water. Time-weighted samples were collected either in the tank or at swale inlet, at a 12-min constant time interval. Because the discharge of artificial runoff events is constant, time-weighted samples represent flow-weighted samples. Flow-weighted samples were collected at swale outlets using tailored systems. Briefly, each system connected an electromagnetic flowmeter, a tipping bucket flowmeter, an automatic sampler and a flow splitter (SI: S3, Fig. S5). Effluent composite samples were representative of the overall swale hydraulic response, since triggered sampling volumes were chosen on the basis of previous hydraulic tests. A quality procedure was developed to check the representativeness of these samples (SI: S10, Table S13).

In order to avoid contamination, careful attention was paid to materials in contact with sampled water. Tubing for stormwater sampling was mainly manufactured in Teflon (flow splitter and peristaltic sampling pump used silicone tubing). For metals, glyphosate, aminomethylphosphonic acid (AMPA) and ordinary water quality parameters, samples were collected in polyethylene high-density (PEHD) bottles. For PAH compounds, samples were collected in glass sampling bottles wrapped with aluminium paper. In addition, to avoid any metallic and pesticide contamination, plastic bottles were thoroughly cleaned with tap water and ultrapure water. To avoid PAH contamination, glass bottles were washed with detergent (TFD4), rinsed several times with tap water, deionized water and with ultrapure water, and finally heated at 105°C prior to use.

Moreover, prior to the beginning of a test, each outlet pipe was rinsed thoroughly with plenty of tap water to remove all traces of previous contamination.

2.5. **Field blanks procedure**

Two types of field blanks procedure were designed to evaluate the contamination risk from both sampling equipment and swale materials (SI: S6). Regarding sampling equipment, the procedure

consisted in injecting at pipe inlet ~500 L of tap water under realistic flow conditions (~0.2 L/s). Assessing the contamination risk was carried out on the basis of grab sampling of influent water and flow-weighted composite sampling of effluent water. Overall, contamination was negligible for global parameters, trace metals and organic compounds (SI, Table S6, Table S7).

Regarding swale materials, a field blank procedure was designed to assess the risk of organic contaminants (PAHs, glyphosate, AMPA) leaching prior to run spiked runoff events. For this purpose, PAHs were analysed in both influent and effluent water samples from three 0.27 L/s stormwater simulated runoff events (upstream inflows), while a pesticide analysis was performed for one (lateral inflows). The results showed neither PAHs nor glyphosate/AMPA contamination in soil leachates (SI: S6, Table S8).

2.6. **Stormwater sample analysis**

Global parameters, including pH, EC and TSS, as well as 12 trace metals, 19 PAHs, glyphosate and AMPA were routinely analyzed in both influent and effluent samples. In addition, examination of particle size distributions (PSD) were carried out for water-sediment mixture events.

Trace metals were analyzed in the dissolved and particulate phases, while glyphosate, AMPA and PAHs were analyzed in the total and dissolved phases. Analysis of the dissolved phase was performed after filtering water through 0.45 µm filter.

Upon reception, composite samples were thoroughly mixed and divided into aliquots which were stored at 4°C or directly sent to an external laboratory (INOVALYS Nantes, France) accredited by the French National Accreditation Authority (i.e., COFRAC) for the analysis of organic micropollutants. EC and pH were immediately measured at the CSTB using a daily calibrated multi-parameter portable meter (WTW ProfiLine Multi 3320, Weilheim, Germany). Filtrations of samples were performed within 24 h of collection at IFSTTAR (Nantes) to quantify TSS and trace metal contents. Laser diffraction analysis of samples (Malvern, Mastersizer 3000) was used to characterize their PSD.

Trace metals were analyzed according to NF EN ISO 11885 using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) and to NF EN ISO 17294 using triple quadrupole inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). The limits of quantification (LQ) ranged from 0.02 µg/L (Cd) to 5 µg/L (Ba). The relative analytical uncertainties ranged from 10% (Ba) to 29% (Cu).

PAHs were quantified using gas chromatography and tandem mass spectrometry (GC-MS/MS). The LQ ranged from 0.001 to 0.02 µg/L and depending on the PAH compound. Glyphosate and AMPA were quantified according to NF ISO 16308 using liquid chromatography and tandem mass spectrometry (LC-MS/MS) after derivatisation with fluorenemethoxycarbonyl (FMOC). The LQ for pesticide analysis was 0.03 µg/L. The relative analytical uncertainties were 30% and 40% for PAHs and Glyphosate/AMPA, respectively.

2.7. Data analysis

2.7.1. Efficiency assessment

The efficiency of treatment for the standard swale and the filtering swale was carried out on the basis of both concentration and load event reduction efficiencies (RE). For assessing the efficiency of treatment processes related to a specific contaminant *j*, its concentration reduction efficiency (RE_{Cj}) was calculated according to (Equation 5.1; this calculation was based on the event mean concentrations (EMC) which were directly given by analysis of the composite samples. In cases where EMC was lower than the LQ, it was set equal to the LQ divided by 2, assuming uniform distribution of the hypothetical value between 0 and the LQ (Passeport et al., 2013).

$$RE_{Cj}(\%)=100\times\frac{EMC_{in|j}-EMC_{out|j}}{EMC_{in|j}} \qquad \text{(Equation 5.1)}$$

where $EMC_{in|j}$ and $EMC_{out|j}$ are the EMC at the swale inlet and at the swale outlet, respectively. For the standard swale, two distinct RE_{Cj} were determined, one for pollutant removal in overflows and another for pollutant removal in subsurface flows. For the filtering swale, calculated RE_{Cj} were related to pollutant removal in subsurface flows.

For evaluating the overall treatment performance of swales, mass balance calculations were undertaken. For this purpose, load of each contaminant *j* (L_j, mg) were calculated at both swale inlet and outlet(s) by multiplying EMC by discharged volume during the sampling period. For the standard swale, calculated loads at its two outlets were summed in order to perform a comparison with the single load discharged by the filtering swale. Further, mass reduction efficiency of each contaminant (RE_{Mj}) was calculated according to (Equation 5.2.

$$RE_{Mj}(\%)=100\times\frac{L_{in|j}-L_{out|j}}{L_{in|j}} \qquad \text{(Equation 5.2)}$$

where $L_{in|j}$ and $L_{out|j}$ are the total load discharged at swale inlet and at swale outlet, respectively.

2.7.2. Statistical analysis

A statistical analysis was designed to highlight potential differences of treatment efficiencies among (i) different feeding conditions (flow rates, inflow paths), (ii) distinct hydrological processes (flow conveyance vs. infiltration in the standard swale), and (iii) various types of swales (standard swale vs. filtering swale). Since sample sizes are small (i.e., n = 3 to n = 6), assumption of their normality was considered in order to maximize the power of the statistical tests (Janušonis, 2009). Therefore, Student's *t* test was used to compare the distribution of two distinct groups of ERs generated by either the same or different inflow conditions. This concerns in particular the distributions of RE_c between overflows and subsurface flows for the standard swale, among overflows for the standard swale and among subsurface flows for both pilot swales. Similarly, such statistical test was carried out to compare the

distributions of RE_M between the standard swale and the filtering swale as well as among those generated by distinct inflow conditions run in the same swale. Furthermore, the one-way analysis of variance procedure (ANOVA) was chosen for identifying specific differences among three groups; this concerns the three inflow rates supplying the standard swale. When the ANOVA result was significant, pairwise comparisons were undertaken using Tukey's post hoc test.

All statistical calculations were carried out using the GraphPad Prism 5.03 software (GraphPad Software, San Diego, CA, USA). Two levels of statistical significance were considered for Student's *t* test, when the alpha *p* value is smaller than 0.1 (i.e., slight significant difference) and when it is lower than 0.05 (i.e., strong significant difference). ANOVA test is significant when *p* is smaller than 0.05.

3. **Results**

3.1. **Characterization of inflows**

The global parameters and observed micropollutant concentrations in the three-stormwater quality used in this study – i.e. roof runoff, roof runoff spiked with organic micropollutants and roof runoff spiked with sediment and organic micropollutants – are given in Table 2 and in the SI (SI: S11 - Table S14; S17 - Table S18 and Table S20). Pollutant mass injected at swale inlets are given in the SI (SI: S11 - Table S15, S17 - Table S19 and Table S21).

Tableau 5.2 (Table 2). Characterisation of inflow quality

Parameter/ Pollutant	Roof runoff (mean ± standard deviation)		
	roof runoff	+ organic micropollutants	+ sediment + organic micropollutants
pH	6.1 ± 0.2 (n = 18)		5.6 ± 0.5 (n = 5)
EC (µS/cm)	24 ± 3 (n = 18)		26 ± 1 (n = 5)
TSS (mg/L)	2 ± 1 (n = 18)		146 ± 19 (n = 5)
Zn_d (µg/L)	304 ± 49 (n = 18)		243 ± 20 (n = 5)
Zn_p (µg/L)	8 ± 11 (n = 18)		191 ± 42 (n = 5)
Pyrene_t (µg/L)	0.001 ± 0.000 (n = 3)	2.251 ± 0.237 (n = 6)	1.587 ± 0.333 (n = 5)
Pyrene_d (µg/L)	< 0.001 (n = 3)	1.844 ± 0.216 (n = 6)	0.632 ± 0.182 (n = 5)
Phenanthrene_t (µg/L)	< 0.005 (n = 3)	2.309 ± 0.453 (n = 6)	1.492 ± 0.343 (n = 5)
Phenanthrene_d (µg/L)	< 0.005 (n = 3)	2.061 ± 0.307 (n = 6)	1.041 ± 0.243 (n = 5)
Glyphosate_t (µg/L)	< 0.03 (n = 1)	4.703 ± 1.988 (n = 6)	4.286 ± 1.089 (n = 5)
Glyphosate_d (µg/L)	< 0.03 (n = 1)	4.200 ± 1.566 (n = 6)	4.274 ± 1.110 (n = 5)

Zn_d = dissolved zinc, Zn_p = particulate zinc, Pyrene_t = total pyrene, Pyrene_d = dissolved pyrene, Phenanthrene_t = total phenanthrene, Phenanthrene_d = dissolved phenanthrene, Glyphosate_t = total glyphosate, Glyphosate_d = dissolved glyphosate

Regarding global parameters, observed pH values (i.e., mean pH between 5.6 and 6.1) are comparable to those reported in several French and international studies in urban areas (Charters et al., 2016; Göbel et al., 2007; LaBarre et al., 2016; Lamprea and Ruban, 2011). The EC fell at the lower bound of values found in urban studies (~25 µS/cm) (Göbel et al., 2007).

Roof runoff used as stormwater for all simulated events was marked by very low TSS and trace metal contents (i.e., mean trace metal content ≤ 6 µg/L), except for zinc (Zn) (mean > 300 µg/L). In addition, trace metals were predominantly found in dissolved form (SI: S11, Table S16).

The selected organic micropollutants in this study, i.e., glyphosate, pyrene and phenanthrene, were barely quantified in roof runoff (Table 2); therefore we have spiked it with chemicals. The concentrations of organic micropollutants in spiked stormwater, predominantly found in the dissolved phase, are shown together with target concentrations in Table S4. The observed concentrations were generally below target concentrations, likely due to (i) analytical uncertainties, (ii) not perfect mixing of stock solutions in the tank and (iii) physicochemical reactions within the tank (e.g., precipitation or sorption to tank material).

TSS and trace metal content in stormwater significantly increased after adding sediment, notably in the particulate phase for trace metals (Table 2; SI: S17, Table S18). However, observed TSS concentration was below target concentration (SI: S4, Table S4), likely due to sedimentation in the tank (SI: S4, Fig. S6). Regarding organic micropollutants, increasing of particulate fraction mainly concerned pyrene (SI: S17, Table S20).

3.2. **Treatment efficiency of the standard swale**

For the very-low TSS content events (roof runoff tests and tests using spiked roof runoff with organic micropollutants), TSS and trace metal concentration highly increased in both overflows and subsurface flows (i.e., high negative RE_C), except Zn (SI: S11, Table S14). By contrast, dissolved Zn content, marked by high influent concentration, significantly decreased at the standard swale outlet and was significantly more reduced in subsurface outflows (i.e., RE_C > 70%) than in overflows (RE_C > 30%) (Fig. 2). In addition, the discharged mass of TSS and trace metal at the swale downstream systematically increased as illustrated by high negative RE_M, except Zn mass (Fig.3; SI: S11, Table S15).

The spiked sediment events provided high TSS concentration reduction in outflows (RE_C > 90 %), as well as significant sequestration of particles (RE_M > 90 %). The differences between the PSD curves may emphasize efficient removal of coarser particles, i.e. particle size > 63 µm (SI: S16, Fig. S16 and Fig. S17). Furthermore, the spiked sediment events exhibited slightly positive or negative RE_C for most of trace metals in the dissolved phase (except Zn and vanadium (V)) (SI: S17, Table S18). By contrast, trace metal concentrations in the particulate phase were significantly reduced (RE_C > 50 %) when sediment were added to stormwater inflows (SI: S17, Table S19). Moreover, discharged masses of trace metal were reduced, except strontium (Sr) mass (SI: S17, Table S19). It is noteworthy that higher water reductions occurred during the spiked sediment events compared to those during the roof runoff events (upstream inflows) (SI: S17, Fig. S18); this may benefit to mass reductions.

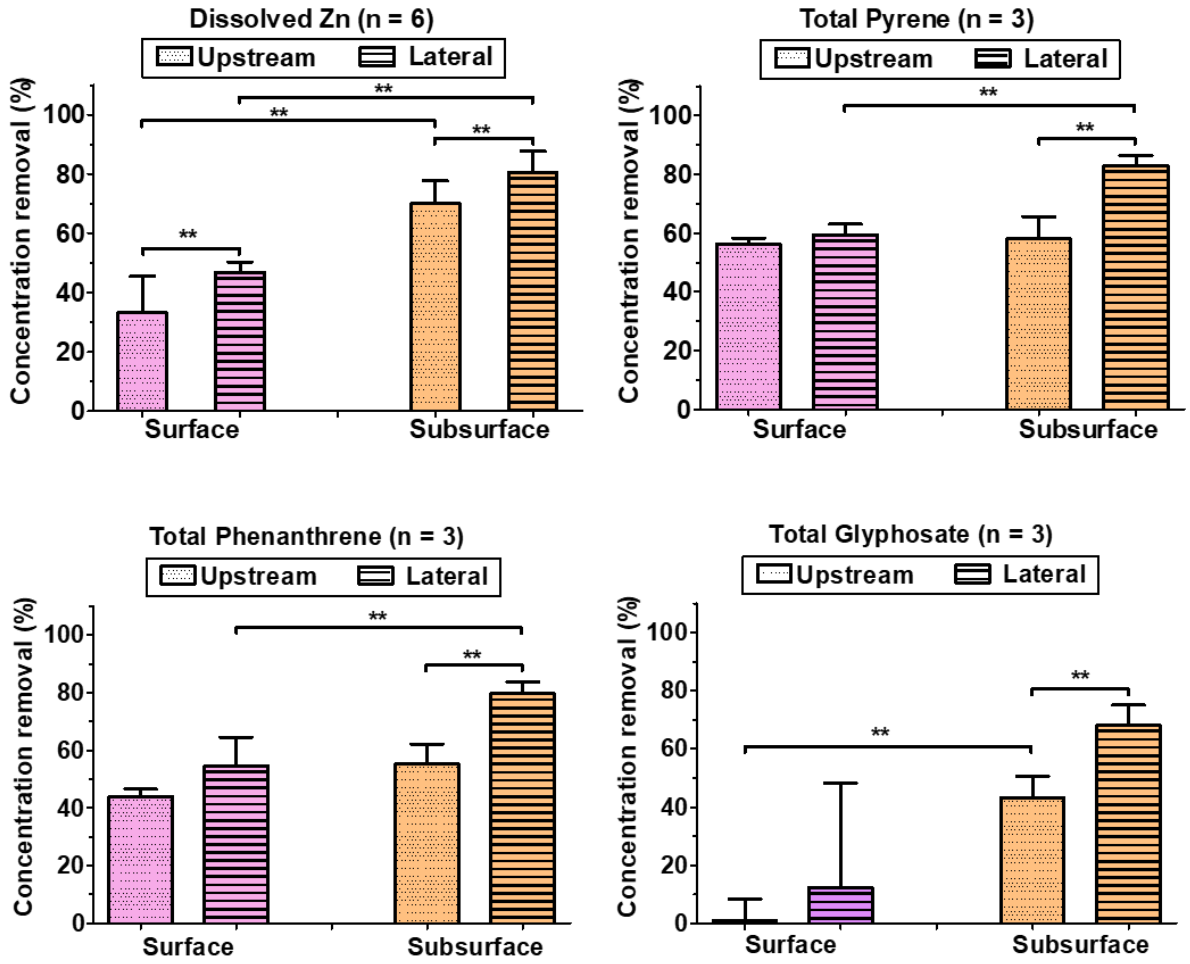


*Figure 5.2 (Fig. 2). Removal efficiencies (in concentration) of dissolved Zn, total pyrene, total phenanthrene and total glyphosate by the standard swale (0.27 L/s inflows). Removal efficiencies were separately calculated for overflows (surface outlet) and for subsurface outflows (subsurface outlet). Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with ** ($p < 0.05$)*

Regarding PAHs, pyrene and phenanthrene concentrations were reduced in both outflows and subsurface flows (RE_C > 40%) (Fig. 2). The PAH RE_Cs were quite similar for the dissolved and total phases (Fig. 2; SI: S13, Fig. S9; S17, Table S20). Pyrene and phenanthrene mass reductions were systematically over 48 % (Fig. 3; SI: S17, Table S21).

Glyphosate concentration reduction in subsurface outflows exceed 20 % and 40% for the dissolved and total phases, respectively (Fig. 2; SI: S13, Fig. S9; S17, Table S20). In comparison, glyphosate RE_C in overflows did not reach 16% (Fig. 2; SI: S13, Fig. S9; S17, Table S20). It is noteworthy that the glyphosate major metabolite, AMPA, was barely quantified in both overflows and subsurface flows (SI: S12, Table S17).

Lateral inflows were associated with a statistically significant enhancement for Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate treatment (Fig. 3). In addition, concentration reductions of these pollutants significantly increased in subsurface flows compared to those for upstream inflows (Fig. 2). Although

the distribution of water outflows depends on the inflow path, there is no clear modification of the distribution of discharged micropollutant mass (SI: S15, Fig. S14).

Increasing the inflow magnitude generally provided a significant Zn removal decrease (SI: S14, Fig. S11). Moreover, the distribution patterns of discharged Zn mass for the three inflow rates were fairly similar to those of discharged water volume (SI: S15, Fig. S15).

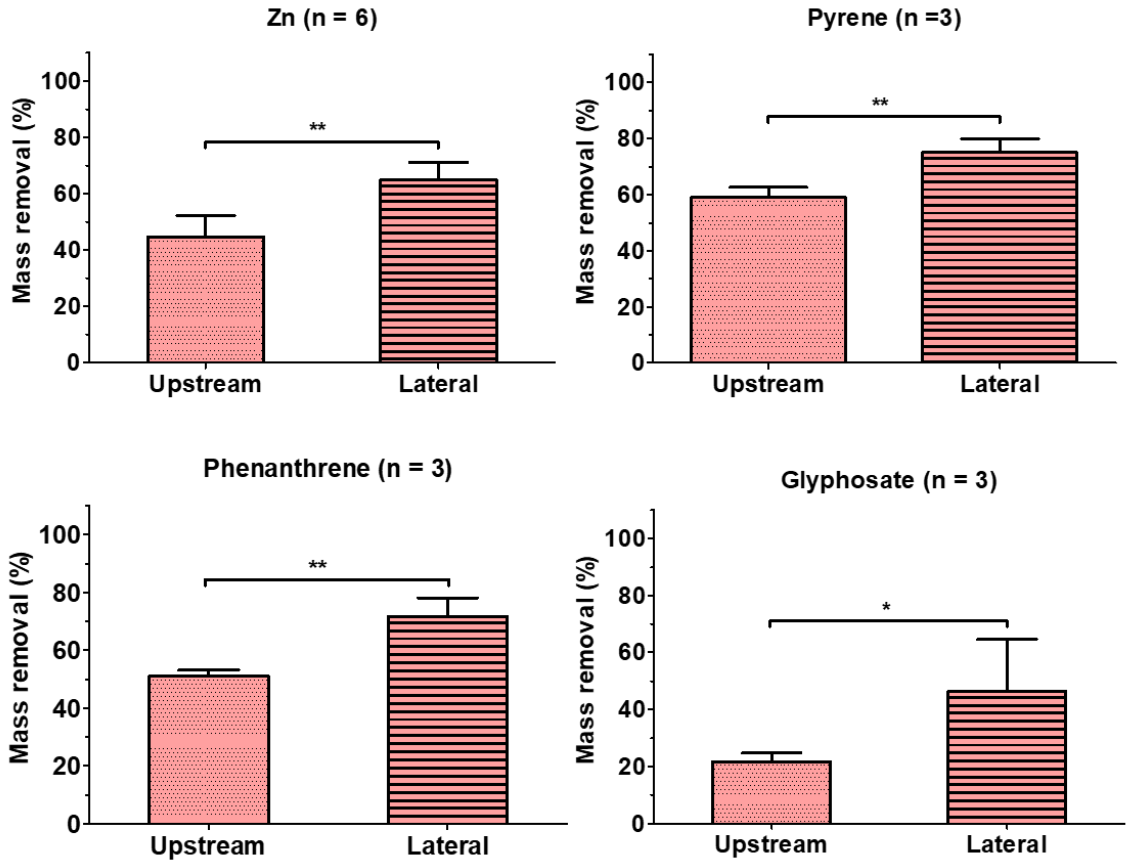


*Figure 5.3 (Fig. 3). Removal efficiencies (in mass) of Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate by the standard swale (0.27 L/s inflows). Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with * ($p < 0.1$) and ** ($p < 0.05$)*

3.3. **Treatment efficiency of the filtering swale**

For the filtering swale, only treatment efficiencies for subsurface flows were considered since simulated runoff events were completely captured (SI: S9, Table S12). For low-TSS content events, high TSS and trace metal enrichment of drained water were observed, except Zn (SI: S11, Table S14 and Table S15). By contrast, Zn is significantly treated by the filtering swale (i.e., RE_C and RE_M > 70 %) (Fig. 4; SI: S11, Table S14 and Table S15).

The spiked sediment events exhibit efficient TSS removal (i.e., RE_C and RE_M ~80 %) as well as particulate trace metal RE_C over 50 % (SI: S17, Table S18). In particular, high particulate Zn content in inflows (i.e., ~200 µg/L) was related to near-complete sequestration of particulate Zn (mean RE_C ~95

%). Evaluation of the PSD curves indicates quasi complete capture of coarser particles (SI: S16, Fig. S16 and Fig. S17).

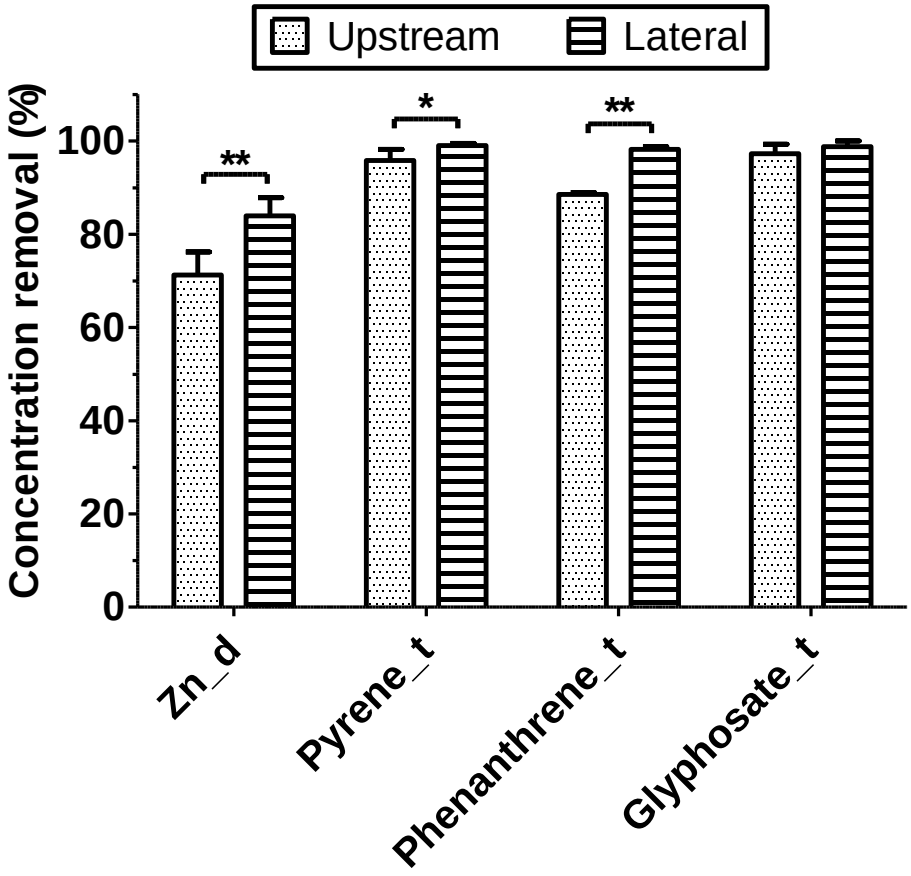


*Figure 5.4 (Fig. 4). Removal efficiencies (in concentration) of dissolved Zn (Zn_d), total pyrene (Pyrene_t), total phenanthrene (Phenanthrene_t) and total glyphosate (Glyphosate_t) by the filtering swale (0.27 L/s inflows). Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with * ($p < 0.1$) and ** ($p < 0.05$)*

Regarding PAHs, mean RE_C and mean RE_M were over 95% and 87 % for pyrene and phenanthrene, respectively (Fig. 4, Fig. 5; SI: S17, Table S18, Table S20 and Table S21). It is noteworthy that these removals involving PAHs predominantly in dissolved form in inflows, except pyrene for the spiked-sediment events.

Concerning glyphosate, the mass and concentration reductions were at a very high level (i.e., mean RE > 88 %) (Fig. 4, Fig. 5; SI: S17, Table S20 and Table S21). AMPA was barely quantified in subsurface flows (SI: S12, Table S17).

Lateral inflows did not significantly differ from the upstream inflows regarding the glyphosate removal rates (Fig. 4, Fig. 5). Conversely, Zn, pyrene and phenanthrene RE_C and RE_M generated by

lateral inflows were significantly increased compared to those observed for upstream inflows (Fig. 4, Fig. 5).

No significant difference was observed between Zn removal rates found for 0.14 L/s events and 0.27 L/s events (SI: S14, Fig. S12).

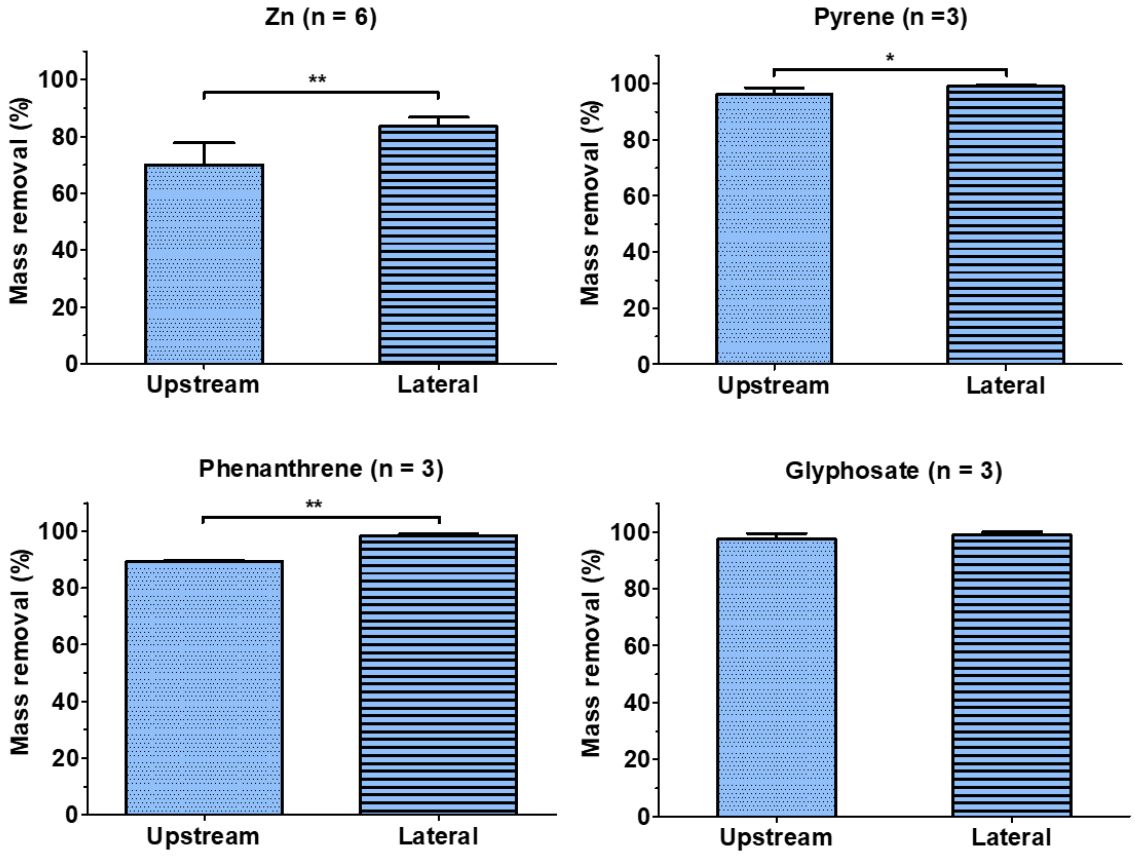


*Figure 5.5 (Fig. 5). Removal efficiencies (in mass) of Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate by the filtering swale (0.27 L/s inflows). Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with * ($p < 0.1$) and ** ($p < 0.05$)*

3.4. **Standard swale vs. Filtering swale: treatment comparison**

For the low TSS content events, TSS and trace metal mass reduction were not compared between the two swales because they exhibit important dispersions as well as quasi exclusive negative values, except Zn (SI: S11, Table S15). Mass reductions of Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate, positive for the two swales, were significantly higher in the filtering swale outflows than in the standard swale outflows, for both upstream and lateral inflows (Fig. 6). Indeed, their mean absolute changes (i.e., RE_M filtering swale minus RE_M standard swale) are between 10% and 40% for Zn and the 2 PAHs, and over 50 % for glyphosate (Fig. 6). The grading established from the mean change in RE_Ms for the low TSS content events follows a similar order for upstream inflows and lateral inflows: glyphosate > pyrene >

Zn > phenanthrene (Fig. 6). It is noteworthy that absolute change in RE_M for Zn were similar (~20 %) for 0.14 L/s events and 0.27 L/s events (SI: S14, Fig. S13).

For the spiked sediment events, the treatment efficiencies of TSS (RE_M) by the two swales were similar (SI: S17, Table S19). Comparison of the PSD curves of samples collected at the swale outlet(s) exhibit effluent richer in fine particles (i.e., size < 63 µm) for the filtering swale compared to those of the standard swale (SI: S16, Fig. S16). Furthermore, trace metal RE_Ms were of the same magnitude between the two swales, except Sr which was marked by a highly negative RE_M for the standard swale (SI: S17, Table S19). It is noteworthy that Zn RE_Ms for the standard swale were slightly higher than those for the filtering swale (SI: S17, Table S19). Absolute changes in mass reduction for the organic micropollutants were similar than those found for the low TSS content events (SI: S17, Table S21).

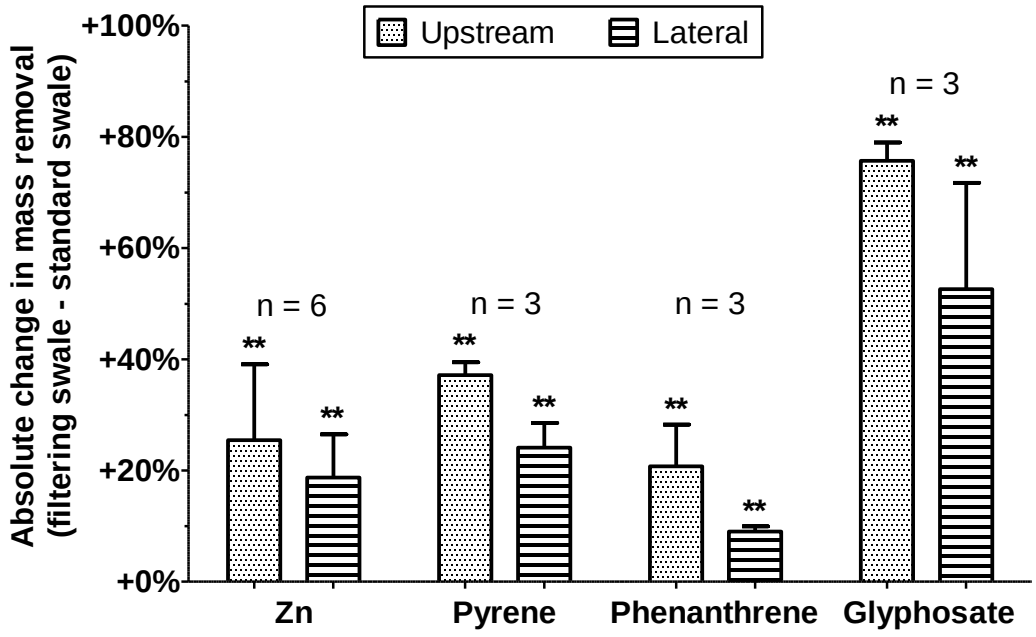


*Figure 5.6 (Fig. 6). Pollutant removal efficiency gains for the filtering swale compared to the standard swale. Uncertainty bands represent +standard deviation. Significant statistical differences are shown with * ($p < 0.1$) and ** ($p < 0.05$)*

4. **Discussion**

The various simulated runoff events feeding the standard swale and the filtering swale designed for this study provided robust and original information on TSS, trace metals, pyrene, phenanthrene and glyphosate removal by these facilities. Notably, the pilot experiments have enabled to highlight several factors influencing micropollutant treatment efficiencies by swales: (i) the pollutants present in the runoff and their associated concentration, (ii) the swale media, (iii) the swale hydraulics and (iv) the incoming flow pathway.

4.1. Characteristics of runoff pollutants affecting swale performance

The pollutant concentrations in untreated stormwater and their distribution between the dissolved and the particulate phase, are important to consider for TSS and trace metal removal by swales. Low TSS content in influent stormwater were found to be systematically enriched in particles at the surface and/or the subsurface outlet for both the filtering and the standard swale, which likely reflects either scouring of sediments during surface flow conveyance (Lucke et al., 2014) or emission from the soil when water infiltrates into swale media (Flanagan et al., 2018). Such observations from our pilot swales are in line with previous findings dealing with the TSS removal by field swales for influent concentration in the range of 0 – 50 mg/L (Andrés-Valeri et al., 2014; Bäckström et al., 2006; Fardel et al., 2019; Purvis et al., 2018). By contrast, higher TSS content in the spiked sediment events run into the pilot swales, mimicking typical road runoff values (~150 mg/L), resulted in high TSS removal, likely through sedimentation and trapping by vegetation for surface flows (Bäckström, 2002; Boger et al., 2018; Deletic and Fletcher, 2006) and physical filtration for subsurface flows (Flanagan et al., 2019).

For trace metals, their removal mechanisms in the pilot swales were also highly affected by their concentration level and their physical speciation in influent stormwater. The basic removal processes for trace metals mainly involved sedimentation for surface flows (Stagge et al., 2012) and sorption/precipitation/physical filtration for subsurface flows (Tedoldi et al., 2016). As observed by Flanagan et al. (2018) for low trace metal content in road runoff (dissolved form), these removal processes seem however to be inactive to treat metals quantified at trace level in the roof runoff used in this study (preponderant dissolved form). By contrast, this is not the case for the single trace metal with a high concentration level in roof runoff, Zn (preponderant dissolved form), for which the observed systematic efficient treatment by the pilot swales is in agreement with previous data from field swales (Fardel et al., 2019). Furthermore, observations from the spiked sediment events confirm the capacity of swales to remove particle-associated metal, likely through sedimentation or physical filtration. These last results, found for low total trace metal content in runoff, are in agreement with the conclusion drawn by Flanagan et al. (2018) for runoff highly concentrated in particulate trace metals.

4.2. Influence of the soil media on treatment efficiencies by swales

Many of the differences observed between the treatment efficiencies of the standard swale and the filtering swale can be attributed to material differences. Indeed, the simulated runoff events discharged at the upstream end of the pilot swales were systematically marked by significantly higher removal efficiency of Zn, PAHs and glyphosate for the filtering swale. Thus, the material selection process may be the most critical step in the swale design operation, since the central parts of the pilot swales receiving upstream inflows highly differed from their K_s and their physico-chemical composition. When choosing a material to build a swale, it is important to keep in mind that its specific hydraulic and physico-

chemical properties would impinge on the runoff management. Indeed, the treatment processes occurring in a material can depend on various factors: its K_s, its structure (homogeneity, presence of cracks) which may impinge on water residence time, its physico-chemical composition (organic matter content, grain size and so on), as well as its background micropollutant concentrations.

Regarding the particular properties of the materials used, the differences in media grain size (silt loam is finer than sand) did not affect the retention of the particle-associated pollutants (results of spike-sediment events), in agreement with previous laboratory column experiments (Hatt et al., 2008; Hsieh and Davis, 2005). In addition, leaching of particles, including particulate trace metals, took place in the two pilot swales and may be due to non-stabilized media (Flanagan et al., 2018). For low dissolved trace metal contents in inflows, emissions of some dissolved trace metals were observed at both underdrain outlets. The difference of background concentrations of soil trace metals may explain some slightly higher emissions of dissolved metals (As, Ba, Sr, Co) at the outlet of either the filtering or the silt loam media. Regarding the dissolved micropollutants at a high concentration level in runoff, the effect of treatment processes for Zn were similar when water was infiltrating into both media, while it was less efficient for organic micropollutants in the silt loam media. It is noteworthy that the observed removal results for the filtering media are in line with previous studies which highlighted the capacity of sand-based media to moderately remove dissolved Zn (Cederkvist et al., 2016; Reddy et al., 2014a), and to tremendously remove dissolved PAHs as well as glyphosate (Cederkvist et al., 2016; Reddy et al., 2014b; Zhang et al., 2014). By contrast, the comparable or lower treatment efficiencies by the silt loam media are a bit surprising with respects to its physico-chemical characteristics. While the substantially higher organic matter content and CEC in the silt loam media could benefit to the sorption of PAHs and dissolved Zn (Tedoldi et al., 2016) and to the physisorption of dissolved Zn (Mirsal, 2008), respectively, a possible explanation of the degradation of expected performances is silt loam media cracking (SI: S18, Fig. S19). Presence of visible cracks at the surface of the media (central part of the standard swale) may lead to faster swale hydraulic response, marked by preferential flows, impinging on the water residence time and on the soil pore volume in contact with refreshed water (Flanagan et al., 2019). This can severely affect the removal processes of Zn, PAHs and glyphosate, as previously described for glyphosate removal by such soil structure (Bergström et al., 2011; Borggaard and Gimsing, 2008). This underlines that the hydrological processes may be crucial for the effect of the treatment processes on flow quality. When choosing a material to build a swale, it should be therefore important to know about its structure evolution over time.

4.3. **Relationship between swale hydraulics and treatment performances**

The swale hydraulics is severely different in both pilot swales. This is mainly due to the distinct hydrodynamic properties of their soil media in their central part. Insofar as hydrological processes convey stormwater contaminants into the swale, swale hydraulics is therefore of the uttermost

importance to consider. This is particularly noticeable in this study where complete runoff capture was found for the filtering media (high K_s), while the silt loam media (low K_s) handled incoming stormwater by both infiltration and flow conveyance. These contrasting hydrological patterns between a material with high permeability (sand) and another less permeable (a silt loam media) clearly affect the amount of water volume potentially treated into the material matrix. Indeed, runoff mitigation by the filtering swale seems to originate from a combination of processes occurring at its surface and in its soil. By contrast, effluent quality of the standard swale rather depends on processes which take place in the swale bed for overflows and which originated from a combination of surface and subsurface processes for infiltrated water.

However, the evaluation of both overflow and subsurface flow quality at the standard swale outlets highlights potential contrasting effect of their corresponding treatment processes. Overall, effects of the surface treatment processes on the particle-associated pollutants were similar to those of the subsurface treatment processes according to the results of the spiked sediment events. By contrast, surface treatment processes have slighter effects on the selected dissolved micropollutants (Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate), notably for glyphosate which main retention process took place in the soil matrix (chemisorption with hydroxyl groups found on iron or aluminium oxydes/hydroxydes) (Dollinger et al., 2015; Vereecken, 2005). Specifically, medium removal efficiencies for PAHs and Zn in overflows may be attributed to sorption to both sediment and soil organic matter found at the surface of the swale bed. However, shorter water residence time and smaller total surface area that is able to sorb micropollutants in the standard swale bed may likely explain the slighter effect of these treatment processes compared to those in the soil matrix. The hydrological processes for the standard swale, overflows and subsurface flows, are therefore less favorable to remove dissolved micropollutants compared to total infiltration into soil media. Added to aforementioned less efficient subsurface treatment processes in the silt loam than those in the filtering media, this may likely explain the higher degree of sequestration for Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate in the filtering swale.

Moreover, the severity of runoff events may affect the swale hydraulics and thus, the treatment efficiencies of swales. The decrease of Zn removal by the standard swale as inflow rate increased may be attributed to both faster outflow rates, probably impinging on water residence time, and higher fraction of overflows, involving less efficient treatment processes, compared to infiltrated water. This indicates that Zn content in typical frequent runoff events (e.g., observed in Nantes, France), mimicked by the 0.14 L/s and 0.27 L/s simulated events run into the standard swale, would be moderately removed (30 % < Zn mass removal < 60 %) owing to a moderate fraction of infiltrated water. By contrast, Zn content in more severe runoff events, mimicked by the 0.8 L/s simulated event run into the standard swale, would be slightly removed (Zn mass removal < 30%) due to the supremacy of flow conveyance over infiltration. Only frequent runoff events were run into the filtering swale. Despite an increase of outflow rate for the 0.27 L/s event compared to the 0.14 L/s event, no significant differences were found

regarding Zn removal. This slight increase of the inflow flow-rate does not seem to affect the infiltration capacity of the filtering swale, which may account for stable pollutant removal processes. However, the reliability of this trend should be assessed with more contrasting inflow flow-rates.

4.4. **Inflow pathway effect on swale performance**

Inflow pathway was found to be a factor significantly affecting micropollutant removal efficiencies in the pilot swales. During the experiments, lateral inflows conveyed runoff pollutants over one swale side and within the swale bed, while the swale bottom was mainly exposed to the upstream inflows (Fig. 1b). This means a more 'diffuse' pattern for lateral inflows in contrast to more 'concentrated' fluxes for upstream inflows. In addition, the filtering swale may be regarded as a distinct type of facility when it was exposed to lateral inflows, its sides acting as a specific sloppy vegetated strip with silt loam media. Higher Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate concentration reductions systematically found at the swale outlets for lateral inflows may be attributed to wider swale area exposed to the runoff, increasing the infiltration area which is favorable to soil-water interactions. This was notably due to infiltration into the side slope (García-Serrana et al., 2017a), as underlined by higher volume of infiltration into the standard swale, increasing its capacity to sequester micropollutants, and by higher water retention into the filtering swale (S9: Table S12). This hydrological pattern observed for lateral inflows may explain the higher masses of micropollutants retained in the swales. Furthermore, the significantly higher Zn and PAHs concentration reductions found at the filtering swale outlet exposed to lateral inflows may also be attributed to the partial infiltration into the silt loam media (swale side), rich in organic matter that can sorb these pollutants.

4.5. **Limitations of the study**

Results from the pilot experiments suffer from various limitations arising from (i) the quality of influent stormwater, (ii) the stability of pollutant removal efficiencies and (iii) the fate of the initially sequestered pollutants.

Concerning the quality of influent stormwater, the findings regarding treatment performance of swales were generated using roof runoff, only rich in dissolved Zn, and roof runoff spiked with either TSS or dissolved PAHs/glyphosate. Since pollutant removal efficiencies are highly dependent on runoff characteristics, our results could vary using another type of runoff, for example highway runoff rich in particulate pollutants. In addition, PAHs in urban runoff are traditionally found in the particulate phase (Gasperi et al., 2014), while they were mainly in the dissolved phase of influent stormwater in this study, which would not involve the same treatment processes (Flanagan et al., 2018).

Concerning the stability of pollutant removal efficiencies, we could wonder if the accumulation of micropollutants in swale soil media could impinge on their removal efficiencies. Indeed, the capacity of

sorption onto any soil media for a given micropollutant could be limited (Zhang et al., 2014), which may result in a decrease over time of the removal efficiencies found in the present study.

Furthermore, mass removal efficiencies exhibited in this study are event-based but an unknow part of initially sequestered pollutants could be release in outflows during subsequent runoff events, impinging on the net mass of pollutant retained per event. The sediment sequestered in the swale bed could thus be released in overflows through resuspension processes (Allen et al., 2017). In addition, pollutants sequestered in the soil matrix could be released in the soil solution and further could be leached from swale soil media (Tedoldi et al., 2016).

5. Conclusion

In the present study, the efficiency of a filtering swale and a standard swale to remove TSS, trace metals, pyrene, phenanthrene and glyphosate from stormwater was investigated by supplying an original pilot facility with a range of runoff conditions. For this pilot experiments, runoff events representative of frequent storm events observed in Western France were simulated to assess and to compare the performances of the swales in their routine operation. As roof runoff used to feed the swales was only rich in Zn, it was spiked with TSS and/or pyrene, phenanthrene and glyphosate contents sticking as close as possible concentrations observed in urban runoff. Key findings are as follows:

- Concentration and mass reductions of TSS and trace metals are highly dependent on their concentration and speciation in influent stormwater; low concentration level of TSS and trace metals (mainly found in the dissolved phase), were not reduced by swales, in contrast to high TSS influent content and to low content of trace metals mainly found in the particulate phase

- Treatment of Zn, pyrene, phenanthrene and glyphosate was more efficient in the filtering swale for most simulated events

- Treatment of Zn was highly dependent on swale hydraulics for the standard swale, runoff events marked by preponderant infiltration over flow conveyance provided higher removal efficiencies, emphasizing treatment less efficient for severe storm events

- Treatment was more efficient by exposing swales to lateral inflows compared to upstream inflows, favoring infiltration into soil media

Fin de l'article

6. Supporting Information

Le matériel supplémentaire se trouve dans les Annexes (voir p. 292-311).

7. Conclusion du chapitre 5

Les performances épuratoires d'une noue standard pilote et d'une noue de filtration pilote ont été évaluées pour un indicateur global de la qualité des eaux de ruissellement, les MES, et plusieurs micropolluants - douze ETMs, deux HAPs (pyrène et phénanthrène) et un pesticide (glyphosate). Ces évaluations ont reposé sur la simulation répétée d'évènements fréquents de ruissellement en entrée de noues pilotes, en utilisant des eaux de toiture ou des eaux de toitures dopées avec des MES et/ou les micropolluants organiques étudiés. Les principaux résultats sont les suivants :

- Les abattements de concentration et de masse en MES et en ETMs sont fortement dépendants de leurs niveaux de concentrations et de leur spéciation (pour les ETMs) dans les eaux entrant dans les noues. Des eaux caractérisées par de faibles concentrations en MES et par des ETMs trouvés majoritairement dans la phase dissoute mais à de faibles concentrations ne seront pas épurées par les noues (abattements souvent négatifs). Inversement, des eaux caractérisées par des fortes concentrations en MES et par des ETMs trouvés majoritairement dans la phase particulaire mais à de faibles concentrations seront traitées efficacement par les deux noues.

- Les traitements du zinc, pyrène, phénanthrène et du glyphosate (abattements en masse) sont plus efficaces au sein de la noue de filtration pour la plupart des évèments simulés

- Le traitement du zinc (abattement en masse) par la noue standard semble fortement dépendre du fonctionnement hydraulique de l'ouvrage. Les petits évènements, qui génèrent des volumes d'eau infiltrés supérieurs aux volumes surversés, sont associés à de meilleures efficacités épuratoires comparés aux évènements plus sévères (volumes surversés > volumes infiltrés).

- Le traitement de la pollution par une noue est plus efficace lorsqu'elle est alimentée latéralement, et cela est en partie lié au système qui est différent, puisque les écoulements se produisent dans ce cas dans une bande enherbée et rejoignent ensuite le massif central ; ceci est donc également lié à son fonctionnement hydraulique.

Conclusions et perspectives

Rappel des objectifs et de la méthodologie générale

Les noues sont des ouvrages de plus en plus plébiscités par les aménageurs pour gérer à la source les eaux de ruissellement de portions de voirie ou de quartiers en zones urbaines. Depuis une trentaine d'années, la conception des noues s'est développée en termes de géométrie, de matériaux de construction ou de couvert végétal pour diversifier leurs fonctions (contrôle des débits et des volumes, gestion des flux polluants, végétalisation du paysage urbain, etc.). Cette diversification suscite des questionnements scientifiques concernant les fonctionnements hydrauliques et épuratoires de ces différents types de noues. Elle suscite aussi des questionnements opérationnels concernant les paramètres de conception d'une noue susceptibles d'affecter ses performances hydrologique et/ou épuratoire.

Afin de répondre à ces interrogations, cette thèse propose une double approche méthodologique : une analyse statistique des données de performances épuratoires des noues extraites de la littérature et une étude expérimentale sur pilote permettant de caractériser dans des conditions contrôlées les performances hydrologiques et épuratoires de deux noues aux matériaux de construction contrastés (une noue standard et une noue de filtration). Le suivi expérimental des performances des noues pilotes s'appuie sur des évènements de ruissellement artificiels reproduisant en entrée de système différentes conditions d'alimentation en termes de débit d'entrée, de charge polluante et de modalité d'alimentation (alimentation en tête ou alimentation latérale). Ce suivi repose aussi sur un important dispositif instrumental permettant de caractériser finement les flux d'eau et de polluants en entrée/sortie de systèmes. Les objectifs de ce travail sont (i) d'améliorer les connaissances sur les performances épuratoires des noues vis-à-vis des polluants les plus étudiés dans la littérature, (ii) de mettre en place un dispositif pilote fonctionnel permettant d'étudier et de comparer les fonctionnements de deux types de noues, (iii) de caractériser les fonctionnements hydrauliques et les performances épuratoires d'une noue standard et d'une noue de filtration, et (iv) d'évaluer les bénéfices hydrologiques d'une noue de filtration comparée à une noue standard.

Conclusions

Amélioration des connaissances sur les performances épuratoires des noues vis-à-vis des MES, nutriments et ETMs

L'analyse statistique sur la base de données spécifiquement constituée à partir des données extraites de la littérature a permis de mettre en avant les capacités des noues, indépendamment de leur conception, à abattre efficacement (abattements médians > 50%) les concentrations des polluants présents intégralement (MES) ou partiellement (plomb, zinc, cuivre) sous forme particulaire dans les eaux de

ruissellement. En revanche, les abattements des nutriments notamment sous forme dissoute seraient plus fuctuants au sein des noues. De plus, notre base de données contient peu de résultats (une dizaine pour le zinc, cuivre, plomb) sur les capacités des noues à abattre les ETMs sous forme dissoute, démontrant l'intérêt de suivre les abattements de ces polluants dans le volet expérimental de cette thèse.

Par ailleurs, l'analyse statistique de cette base de données a permis de statuer sur l'importance de certains processus épuratoires au sein des noues. Nos résultats indiquent clairement que les abattements des polluants incluant une forme particulaire (nutriment ou ETM) sont liés à ceux des MES, soulignant l'importance des processus d'abattement des MES – la sédimentation, le piégeage par le couvert végétal ou la filtration physique au sein du massif – dans l'abattement de ces polluants. Cependant, peu d'études se sont intéressées à la qualité des eaux infiltrées au sein des massifs des noues, ne permettant pas de mettre en avant de potentiels effets significatifs de processus épuratoires siégeant au sein de la matrice sol, sur la rétention des polluants étudiés. Ce manque de données justifie l'intérêt de suivre la qualité des eaux infiltrées dans le volet expérimental de cette thèse.

Concernant les facteurs susceptibles d'affecter les capacités épuratoires des noues, l'analyse statistique a permis d'identifier les niveaux de contamination de départ en polluants dans les eaux d'alimentation des noues comme facteur majeur d'influence sur leurs abattements en sortie d'ouvrage. Ce résultat incite à préconiser une utilisation non exclusive des abattements pour analyser les données de qualité des eaux qui seront obtenues dans de futures études sur des noues de terrain. L'utilisation des abattements devrait être couplée à des outils évaluant la qualité des eaux en sortie de noue par rapport à des seuils réglementaires à ne pas dépasser pour préserver la qualité des écosystèmes.

En revanche, les paramètres de conception des noues (géométrie, matériaux, modalité d'alimentation) ont été peu ou pas identifiés comme des facteurs d'influence des capacités épuratoires des noues. Néanmoins, l'absence de relation significative entre un paramètre et l'abattement moyen d'un polluant pourrait être dûe à une étendue de valeur trop restreinte dudit paramètre dans notre base de données, ou à des méthodes de suivi de la qualité des eaux mises en place dans les études de cette base de données ne permettant pas de caractériser d'effets du paramètre (cas des matériaux avec des analyses de la qualité des eaux infiltrées très limitées), ou encore à une grande variabilité des conditions d'alimentation d'une noue entre les études (débits, concentrations). Cette tendance valide l'intérêt de mettre en place une étude expérimentale à l'échelle pilote pour évaluer dans des conditions contrôlées (même débit, même concentration du polluant dans les eaux d'alimentation) l'effet d'un changement de paramètre sur les capacités épuratoires des noues.

Aménagement d'un dispositif pilote fonctionnel

Un dispositif pilote original, constitué de deux noues contrastées par leurs matériaux, une noue de filtration et une noue standard, et doté d'un important dispositif instrumental pour suivre l'ensemble des

flux d'eau et de polluants (eaux infiltrées et eaux surversées) a été conçu et mis en place dans le cadre de cette thèse. Il permet de caractériser et de comparer les fonctionnements hydraulique et épuratoire des deux noues qui peuvent être soumises à une vaste gamme de conditions d'alimentation en termes de débits d'entrée, de charges polluantes ou de modalité d'alimentation (alimentation en tête ou alimentation latérale). En outre, les équipements de mesure du pilote permettent d'assurer un suivi en continu de l'état hydrique du sol des noues, des flux d'eau (mesures de débits et de volumes) et de polluants (collecte d'échantillons d'eau) en entrée/sortie de système. Une analyse de la reproductibilité des réponses des noues soumises à plusieurs reprises à la même condition d'alimentation a permis de valider la fonctionnalité du pilote à délivrer des données robustes sur les performances hydrologiques et épuratoires des deux systèmes, permettant d'envisager des caractérisations fiables de leurs capacités de gestion des eaux pluviales.

Evaluation des bénéfices d'une noue de filtration comparée à une noue standard

Les résultats expérimentaux attestent de l'importance du choix des matériaux lors de la conception d'une noue. En effet, la comparaison de deux noues aux matériaux contrastés en termes de capacité d'infiltration et de granulométrie a mis en évidence des différences de performances hydrologiques et épuratoires liées aux matériaux.

Sur le plan hydrologique, le massif central très perméable (sable et gravier) de la noue de filtration assure une captation complète par infiltration des évènements de ruissellement fréquents qui ont été reproduits en entrée d'ouvrage, ainsi que leur drainage rapide (< 10h). En revanche, le loam limoneux de la noue standard, qui a été caractérisé par une conductivité hydraulique à saturation 40 fois inférieure à celle du massif filtrant de la noue de filtration, n'assure qu'une infiltration partielle des évènements fréquents simulés en entrée de système, la composante liée à l'infiltration diminuant au profit de la surverse (canalisation des flux d'eau) plus l'évènement est sévère. Ce fonctionnement hydraulique contrasté entre la noue de filtration et la noue standard confirme les objectifs de gestion hydrologique qui leur sont traditionnellement affectés : (i) objectif de contrôle des volumes, notamment vis-à-vis des évènements fréquents, pour la noue de filtration, et (ii) objectif de canalisation du ruissellement mais avec un contrôle partiel possible des volumes générés par des petits évènements fréquents (ici pluie ~5 mm sur une zone contributive 10 fois plus grande que la surface de la noue) pour la noue standard.

Le choix du matériau du sol d'une noue affecte aussi bien la répartition des flux d'eau entre sa surverse et son sol, que le temps de passage des eaux au sein de son massif ; il est donc susceptible d'affecter ses performances épuratoires. En effet, certains processus épuratoires comme la sorption, la filtration physique ou la biodégradation, pouvant être actifs dans la rétention des ETMs sous forme dissoute par exemple ou dans celles des HAPs, ne s'expriment qu'au sein de la matrice sol (épuration des eaux infiltrées) et sur des temps de contact eau/sol variables. De plus, l'infiltration des eaux dans

une noue profite à l'abattement des volumes et par conséquent à l'abattement des flux polluants. Ces postulats ont été pu être validés par les résultats obtenus lors des essais de caractérisation du fonctionnement épuratoire des deux noues.

En effet, la noue de filtration assure des traitements du zinc, pyrène, phénanthrène et du glyphosate (abattements en masse) plus efficaces pour la plupart des évèments simulés comparée à la noue standard. Ces résultats sont liés en partie à la spéciation de ces polluants, qui sont majoritairement présents sous forme dissoute et par conséquent peu sensibles aux processus épuratoires de surface comme la sédimentation. Leurs abattements en concentration et en masse sont conditionnés par l'infiltration de l'eau au sein de la noue, favorisant leur rétention par des processus de sorption. Alors que la noue de filtration infiltre l'intégralité des évènements, les flux d'eau se répartissent entre la surface et le sol de la noue standard, configuration moins favorable à l'épuration des micropolluants étudiés. L'importance du ratio flux surversé/flux infiltré sur le traitement d'un micropolluant sous forme dissoute est particulièrement visible à travers le cas du zinc dissous pour notre noue standard. En effet, les petits évènements, qui génèrent des volumes d'eau infiltrés supérieurs aux volumes surversés, sont associés à de meilleures efficacités épuratoires comparés aux évènements plus sévères (volumes surversés > volumes infiltrés).

Enfin, nos résultats ont montré que les performances épuratoires (i) d'une noue de filtration dotée de talus constitués avec un sol local moins perméable que le massif filtrant (loam limoneux dans cette étude) et (ii) d'une noue standard, sont plus efficaces lorsque ces ouvrages sont alimentés latéralement. Ces performances épuratoires accrues sont à relier aux différences de fonctionnement hydraulique de ces noues lorsqu'elles sont alimentées en tête et latéralement (cas des deux noues), ou à la nature des matériaux en contact avec les eaux infiltrées (cas de la noue de filtration) : le système dans lequel se produisent l'écoulement de surface et l'infiltration de l'eau n'est finalement pas le même selon le type d'alimentation. En effet, nos résultats ont montré que l'alimentation latérale favorise l'infiltration des flux d'eau, bénéficiant à la rétention des micropolluants, au sein de la noue standard comparée à une alimentation en tête. Pour la noue de filtration, nos résultats attestent d'un drainage plus long des évènements injectés latéralement, et de leur infiltration partielle au sein du talus en loam limoneux qui est a priori caractérisé par des capacités intrinsèques de sorption des ETMs et des HAPs supérieures à celles du sable.

Perspectives

Les résultats de ces travaux de thèse font appel à de nombreuses perspectives de recherche concernant le fonctionnement et les performances des noues. Ces perspectives sont liées aux conditions restreintes d'alimentation testées dans le cadre du volet expérimental de cette thèse, aux caractéristiques

et à l'état des noues pilotes expérimentées, ainsi qu'aux analyses liées à une approche uniquement expérimentale.

Extension des conditions d'alimentation

Sur le plan hydraulique, les évènements simulés sur nos deux noues pilotes reproduisent des pluies d'intensité et de durée constantes, des caractéristiques qui s'écartent de celles des évènements pluvieux réels (intensité et durée de temps de pluie variables). Il pourrait être intéressant d'évaluer le fonctionnement hydrologique des noues soumises à de réelles chroniques de pluie en équipant le simulateur de ruissellement du pilote de vannes asservies aux débits.

Sur le plan épuratoire, les performances épuratoires des noues pourraient être étudiées par rapport à d'autres micropolluants en dopant les eaux d'alimentation avec d'autres substances chimiques (p.ex. d'autres pesticides). Il pourrait aussi être envisagé d'étudier la sensibilité des capacités épuratoires des noues à la charge polluante en entrée de système en faisant varier les concentrations en polluants dans les eaux dopées entre les essais.

Suivi à long terme des performances des noues

Les performances hydrologiques et épuratoires des noues ont été obtenues dans notre étude sur des ouvrages jeunes. Sur le plan hydraulique, les massifs de ce type d'ouvrage présentent un risque de colmatage dans le temps susceptible de réduire leur capacité d'infiltration (Osouli et al., 2017). Sur le plan épuratoire, les sites de sorption des polluants à la surface des grains du sol sont suceptibles de saturer, réduisant dans le temps la capacité du massif à piéger la pollution (Tedoldi et al., 2016; Zhang et al., 2014). Par conséquent, il serait intéressant de poursuivre régulièrement l'alimentation de ces noues et les analyses sur la quantité et la qualité des flux d'eau pour confirmer ou infirmer les tendances précitées. Une alternative à ce suivi expérimental coûteux pourrait être une modélisation de l'évolution de la quantité de polluants retenue au sein de ces ouvrages (Gavrić et al., 2019b; Tedoldi, 2017). Par ailleurs, les résultats expérimentaux ou de modélisation qui concerneraient l'évolution des performances des noues pilotes pourraient ensuite être croisés avec des données obtenues sur des sites réels, sur lesquels il est aussi envisageable de disposer de données avec des « âges de noue » différents.

Modélisation du fonctionnement hydraulique

Un travail de modélisation du fonctionnement hydraulique de nos ouvrages pourrait être entrepris, permettant d'avoir une meilleure représentation spatiale des flux d'eau au sein de ces ouvrages. Il pourrait aussi permettre d'évaluer la sensibilité des réponses des noues à des variations de paramètres comme le degré de saturation inital du massif, qui sont difficiles à reproduire sur le terrain.

Modélisation du fonctionnement épuratoire

Un travail de modélisation du fonctionnement épuratoire de nos ouvrages pourrait être entrepris pour mieux identifier les processus responsables de la rétention des micropolluants observée dans cette étude. Ce travail pourrait concerner à la fois une modélisation des flux de polluants à l'échelle de l'évènement (Randelovic et al., 2016; Zhang et al., 2014, 2019) et une modélisation de la rétention des polluants au sein de ces ouvrages. Il pourrait entre autres s'appuyer sur des prélèvements de matériaux au sein de la noue pour caractériser les constantes d'adsorption des ETMs, servant à paramétrer un modèle de la rétention de la pollution métallique (Tedoldi, 2017).

Bibliographie

Abdel-Shafy, H.I., and Mansour, M.S.M. (2016). A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egypt. J. Pet.* **25**(1), 107–123.

Ahiablame, L.M., Engel, B.A., and Chaubey, I. (2012). Effectiveness of Low Impact Development Practices: Literature Review and Suggestions for Future Research. *Water. Air. Soil Pollut.* **223**, 4253–4273.

Ahmed, F., Natarajan, P., Gulliver, J.S., Weiss, P.T., and Nieber, J.L. (2014a). Assessing and Improving Pollution Prevention by Swales. St. Anthony Falls Laboratory, University of Minnesota, USA.

Ahmed, F., Nestingen, R., Nieber, J.L., Gulliver, J.S., and Hozalski, R.M. (2014b). A Modified Philip–Dunne Infiltrometer for Measuring the Field-Saturated Hydraulic Conductivity of Surface Soil. *Vadose Zone J.* **13**(10): vzj2014.01.0012.

Ahmed, F., Gulliver, J.S., and Nieber, J.L. (2015). Field infiltration measurements in grassed roadside drainage ditches: Spatial and temporal variability. *J. Hydrol.* **530**, 604–611.

Al Ali, S., Bonhomme, C., Dubois, P., and Chebbo, G. (2017). Investigation of the wash-off process using an innovative portable rainfall simulator allowing continuous monitoring of flow and turbidity at the urban surface outlet. *Sci. Total Environ.* **609**, 17–26.

Allen, H.E. (1993). The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards. *Sci. Total Environ.* **134**, 23–45.

Allen, H.E., and Hansen, D.J. (1996). The importance of trace metal speciation to water quality criteria. *Water Environ. Res.* **68**, 42–54.

Allen, D., Olive, V., Arthur, S., and Haynes, H. (2015). Urban Sediment Transport through an Established Vegetated Swale: Long Term Treatment Efficiencies and Deposition. *Water* **7**(3), 1046–1067.

Allen, D., Arthur, S., Haynes, H., and Olive, V. (2017). Multiple rainfall event pollution transport by sustainable drainage systems: the fate of fine sediment pollution. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **14**, 639–652.

Allen, D., Haynes, H., Olive, V., Allen, S., and Arthur, S. (2019). The short-term influence of cumulative, sequential rainfall-runoff flows on sediment retention and transport in selected SuDS devices. *Urban Water J.* **16**(6), 421–435.

Anderson, D.E. (1982). Evaluation of Swale Design. M.S. Thesis, University of Central Florida.

Anderson, B.S., Phillips, B.M., Voorhees, J.P., Siegler, K., and Tjeerdema, R. (2016). Bioswales reduce contaminants associated with toxicity in urban storm water. *Environ. Toxicol. Chem.* **35**(12), 3124–3134.

Andrés-Valeri, V.C., Castro-Fresno, D., Sañudo-Fontaneda, L.A., and Rodriguez-Hernandez, J. (2014). Comparative analysis of the outflow water quality of two sustainable linear drainage systems. *Water Sci. Technol.* **70**(8), 1341–1347.

Aravena, J.E., and Dussaillant, A. (2009). Storm-water infiltration and focused recharge modeling with finite-volume two-dimensional Richards equation: Application to an experimental rain garden. *J Hydraul Eng* **135**(12) 1073–1080.

Arias, C.A., Del Bubba, M., and Brix, H. (2001). Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Water Res.* **35**(5), 1159–1168.

Arnal, F. (2017). Répétabilité & reproductibilité d'une méthode. http://flarnal.e-monsite.com/medias/files/repet-1.pdf

Arnold, C.L., and Gibbons, C.J. (1996). Impervious Surface Coverage: The Emergence of a Key Environmental Indicator. *J. Am. Plann. Assoc.* **62**(2), 243–258.

Aryal, R., Vigneswaran, S., Kandasamy, J., and Naidu, R. (2010). Urban stormwater quality and treatment. *Korean J. Chem. Eng.* **27**, 1343–1359.

Athanasiadis, K., Horn, H., and Helmreich, B. (2010). A field study on the first flush effect of copper roof runoff. *Corros. Sci.* **52**(1), 21–29.

Azimi, S., Rocher, V., Garnaud, S., Varrault, G., and Thevenot, D.R. (2005). Decrease of atmospheric deposition of heavy metals in an urban area from 1994 to 2002 (Paris, France). *Chemosphere* **61**(5), 645–651.

Azzout, Y., Barraud, S., and Cres, F.-N. (1994). Techniques alternatives en assainissement pluvial. Choix, conception, réalisation et entretien. Lavoisier Tech & Doc, France.

Bäckström, M. (2002). Sediment transport in grassed swales during simulated runoff events. *Water Sci. Technol.* **45**(7), 41–49.

Bäckström, M., Karlsson, S., Bäckman, L., Folkeson, L., and Lind, B. (2004). Mobilisation of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. *Water Res.* **38**(3), 720–732.

Bäckström, M., Viklander, M., and Malmqvist, P.-A. (2006). Transport of stormwater pollutants through a roadside grassed swale. *Urban Water J.* **3**(2), 55–67.

Barbosa, A.E., Fernandes, J.N., and David, L.M. (2012). Key issues for sustainable urban stormwater management. *Water Res.* **46**(20), 6787–6798.

Barraud, S., Lecoustumer, S., Perrodin, Y., Delolme, C., Winiarski, T., Bedell, J.-P., Gibert, J., Malard, F., Mermillod Blondin, F., Gourdon, R., et al. (2006). Recommandations pour la faisabilité, la conception et la gestion des ouvrages d'infiltration des eaux pluviales en milieu urbain. URGC, LSE, LHBES, LAEPSI, GRAIE, France.

Barrett, M.E. (2005). Performance comparison of structural stormwater best management practices. *Water Environ. Res.* **77**(1), 78–86.

Barrett, M.E. (2008). Comparison of BMP Performance Using the International BMP Database. *J. Irrig. Drain. Eng.* **134**(5), 556–561.

Barrett, M.E., Walsh, P.M., Malina Jr., J.F., and Charbeneau, R.J. (1998). Performance of Vegetative Controls for Treating Highway Runoff. *J. Environ. Eng.* **124**(11), 1121–1128.

Barrett, M.E., Limouzin, M., and Lawler, D.F. (2013). Effects of media and plant selection on biofiltration performance. *J. Environ. Eng.* **139**(4), 462–470.

Béchet, B., Durin, B., Legret, M., and Le Cloirec, P. (2009). Size Fractionation of Heavy Metals in Highway Runoff Waters. Rauch S., Morrison G., Monzón A. (eds) Highway and Urban Environment. Alliance for Global Sustainability Bookseries (Science and Technology: Tools for Sustainable Development), Vol 17. Springer, Dordrecht.

Becouze-Lareure, C., Dembélé, A., Coquery, M., Cren-Olivé, C., and Bertrand-Krajewski, J.-L. (2019). Assessment of 34 dissolved and particulate organic and metallic micropollutants discharged at the outlet of two contrasted urban catchments. *Sci. Total Environ.* **651**, 1810–1818.

Beenen, A.S., and Boogaard, F.C. (2007). Lessons from ten years storm water infiltration in the Dutch Delta. Novatech, Lyon, 1139–1146.

Bergström, L., Börjesson, E., and Stenström, J. (2011). Laboratory and Lysimeter Studies of Glyphosate and Aminomethylphosphonic Acid in a Sand and a Clay Soil. *J. Environ. Qual.* **40**(1), 98–108.

Blecken, G.-T., Hunt, W.F., Al-Rubaei, A.M., Viklander, M., and Lord, W.G. (2015). Stormwater control measure (SCM) maintenance considerations to ensure designed functionality. *Urban Water J.* **14**(3), 278–290.

Boger, A., Ahiablame, L., Mosase, E., and Beck, D. (2018). Effectiveness of Roadside Vegetated Filter Strips and Swales at Treating Roadway Runoff: A Tutorial Review. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* **4**, 478–486

Bollmann, U.E., Vollertsen, J., Carmeliet, J., and Bester, K. (2014). Dynamics of biocide emissions from buildings in a suburban stormwater catchment – Concentrations, mass loads and emission processes. *Water Res.* **56**, 66–76.

Bonneau, J., Fletcher, T.D., Costelloe, J.F., and Burns, M.J. (2017). Stormwater infiltration and the 'urban karst' – A review. *J. Hydrol.* **552**, 141–150.

Boogaard, F., van de Ven, F., Langeveld, J., and van de Giesen, N. (2014). Stormwater Quality Characteristics in (Dutch) Urban Areas and Performance of Settlement Basins. *Challenges* **5**(1), 112–122.

Boogaard, F.C., van de Ven, F., Langeveld, J.G., Kluck, J., and van de Giesen, N. (2015). Removal efficiency of storm water treatment techniques: standardized full scale laboratory testing. *Urban Water J.* **14**(3), 255–262.

Bordoni, M., Bittelli, M., Valentino, R., Chersich, S., and Meisina, C. (2017). Improving the estimation of complete field soil water characteristic curves through field monitoring data. *J. Hydrol.* **552**, 283–305.

Borggaard, O.K. (2011). Does phosphate affect soil sorption and degradation of glyphosate? A Review. *Trends Soil Sci Plant Nutr* **2**(1), 17–27.

Borggaard, O.K., and Gimsing, A.L. (2008). Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Manag. Sci.* **64**(4), 441–456.

Botta, F., Lavison, G., Couturier, G., Alliot, F., Moreau-Guigon, E., Fauchon, N., Guery, B., Chevreuil, M., and Blanchoud, H. (2009). Transfer of glyphosate and its degradate AMPA to surface waters through urban sewerage systems. *Chemosphere* **77**(1), 133–139.

Bradford, S.A., Yates, S.R., Bettahar, M., and Šimůnek, J. (2002). Physical factors affecting the transport and fate of colloids in saturated porous media. *Water Resour. Res.* **38**(12), 1327.

Bressy, A. (2010). Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines: effets de différents modes de gestion à l'amont. PhD Thesis, Université Paris-Est.

Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., and Chebbo, G. (2012). Towards the determination of an optimal scale for stormwater quality management: Micropollutants in a small residential catchment. *Water Res.* **46**(20), 6799–6810.

Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Saad, M., Leroy, F., and Chebbo, G. (2014). Efficiency of source control systems for reducing runoff pollutant loads: Feedback on experimental catchments within Paris conurbation. *Water Res.* **57**, 234–246.

Briand, C., Bressy, A., Ghassan, C., Deroubaix, J.-F., Deshayes, S., Deutsch, J.-C., Gasperi, J., Gromaire, M.-C., Le Roux, J., and Moilleron, R. (2018). Que sait-on des micropolluants dans les eaux urbaines ?

Brown, R.A., and Hunt, W.F. (2011). Underdrain Configuration to Enhance Bioretention Exfiltration to Reduce Pollutant Loads. *J. Environ. Eng.* **137**(11), 1082–1091.

Burant, A., Selbig, W., Furlong, E.T., and Higgins, C.P. (2018). Trace organic contaminants in urban runoff: Associations with urban land-use. *Environ. Pollut.* **242**, 2068–2077.

Burkhard, R., Deletic, A., and Craig, A. (2000). Techniques for water and wastewater management: a review of techniques and their integration in planning. *Urban Water* **2**(3), 197–221.

Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Bester, K., Carmeliet, J., Boller, M., and Wangler, T. (2012). Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions. *Environ. Sci. Technol.* **46**(10), 5497–5503.

Burton, G.A., and Pitt, R. (2002). Stormwater effects handbook: a toolbox for watershed managers, scientists, and engineers. Lewis Publishers.

Caltrans (2003). Roadside Vegetated Treatment Sites (RVTS) Study. Division of Environmental Analysis, California Department of Transportation, Sacramento, USA.

Caltrans (2004). BMP Retrofit Pilot Progral. California Department of Transportation, Sacramento, USA.

Calvet, R. (2013). Le sol. Ed. France Agricole.

Carsel, R.F., and Parrish, R.S. (1988). Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resour. Res.* **24**(5), 755–769.

CASQA (2003). Stormwater Best Management Practice Handbook - California Stormwater Quality Association.

Cederkvist, K., Jensen, M.B., and Holm, P.E. (2013). Characterization of Chromium Species in Urban Runoff. *J. Environ. Qual.* **42**(1), 111–117.

Cederkvist, K., Jensen, M., Ingvertsen, S., and Holm, P. (2016). Controlling Stormwater Quality with Filter Soil—Event and Dry Weather Testing. *Water* **8**(8), 349.

Cederkvist, K., Jensen, M.B., and Holm, P.E. (2017). Method for assessment of stormwater treatment facilities – Synthetic road runoff addition including micro-pollutants and tracer. *J. Environ. Manage.* **198**, 107–117.

Certu, M. (2003). La ville et son assainissement: principes, méthodes, outils pour une meilleure intégration dans le cycle de l'eau (CD-rom).

Charlesworth, S.M., Perales-Momparler, S., Lashford, C., and Warwick, F. (2013). The sustainable management of surface water at the building scale: preliminary results of case studies in the UK and Spain. *J. Water Supply Res. Technol.* **62**(8), 534–544.

Charlesworth, S.M., Bennett, J., and Waite, A. (2016). An evaluation of the use of individual grass species in retaining polluted soil and dust particulates in vegetated sustainable drainage devices. *Environ. Geochem. Health* **38**, 973–985.

Charters, F.J., Cochrane, T.A., and O'Sullivan, A.D. (2015). Particle size distribution variance in untreated urban runoff and its implication on treatment selection. *Water Res.* **85**, 337–345.

Charters, F.J., Cochrane, T.A., and O'Sullivan, A.D. (2016). Untreated runoff quality from roof and road surfaces in a low intensity rainfall climate. *Sci. Total Environ.* **550**, 265–272.

Chen, L., and Young, M.H. (2006). Green-Ampt infiltration model for sloping surfaces. *Water Resour. Res.* **42**(7), W07420.

Chocat, B., Bertrand-Krajewski, J.-L., and Barraud, S. (2007). Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie. *Techniques de l'ingénieur* (Paris, France). 2007, vol. W2, n W6800.

Chow, V.T. (1959). Open channel hydraulics. McGraw-Hill Book Company, Inc., New York, USA.

Chu, S.T. (1978). Infiltration during an unsteady rain. *Water Resour. Res.* **14**(3), 461–466.

Clar, M.L., Barfield, B.J., and O'Connor, T.P. (2004). Stormwater Best Management Practice Design Guide Volume 2 Vegetative Biofilters. National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati (Ohio), USA.

Clary, J., Jones, J., Leisenring, M., Hobson, P., and Strecker, E. (2017). International Stormwater BMP database: 2016 Summary statistics. Water Environment & Reuse Foundation.

Colwell, S.R. (2000). Characterization of Performance Predictors and Evaluation of Mowing Practices in Biofiltration Swales. M.S. Thesis, University of Washington.

Conseil Général Hauts-de-Seine (2010). Guide Technique, la gestion durable de l'eau de pluie sur la voirie.

Credit Valley Conservation, and the Toronto and Region Conservation Authority (2010). Low Impact Development Stormwater Management Planning and Design Guide, Version 1.0.

Crist, J.T., Zevi, Y., McCarthy, J.F., Throop, J.A., and Steenhuis, T.S. (2005). Transport and retention mechanisms of colloids in partially saturated porous media. *Vadose Zone J.* **4**(1), 184–195.

David, N., Leatherbarrow, J.E., Yee, D., and 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**(6), 04014092.

Davis, A.P. (2008). Field Performance of Bioretention: Hydrology Impacts. *J. Hydrol. Eng.* **13**(2), 90–95.

Davis, A.P., and McCuen, R.C. (2005). Stormwater management for smart growth. Springer Science, New York, USA.

Davis, A.P., Shokouhian, M., and Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere* **44**(5), 997–1009.

Davis, A.P., Traver, R.G., and Hunt, W.F. (2010). Improving Urban Stormwater Quality: Applying Fundamental Principles. J. Contemp. *Water Res. Educ.* **146**(1), 3–10.

Davis, A.P., Stagge, J.H., Jamil, E., and Kim, H. (2012). Hydraulic performance of grass swales for managing highway runoff. *Water Res.* **46**(20), 6775–6786.

Deletic, A. (1999). Sediment behaviour in grass filter strips. *Water Sci. Technol.* **39**(9), 129–136.

Deletic, A. (2005). Sediment transport in urban runoff over grassed areas. *J. Hydrol.* **301**(1–4), 108–122.

Deletic, A., and Fletcher, T.D. (2006). Performance of grass filters used for stormwater treatment—a field and modelling study. *J. Hydrol.* **317**(3–4), 261–275.

DeNovio, N.M., Saiers, J.E., and Ryan, J.N. (2004). Colloid movement in unsaturated porous media. *Vadose Zone J.* **3**(2), 338–351.

Department of Planning and Local Government (2010). Chapter 11: Swales and Buffer Strips. Water Sensitive Urban Design Technical Manual for the Greater Adelaide Region: Summary Sheets & Technical Manual. Government of South Australia, Adelaide, Australia.

DiBlasi, C.J., Li, H., Davis, A.P., and Ghosh, U. (2009). Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. *Environ. Sci. Technol.* **43**(2), 494–502.

Dierkes, C., Göbel, P., Benze, W., and Wells, J. (2000). Next generation water sensitive storm water management techniques. 2nd National Conference on Water Sensitive Urban Design (2–4 September 2000), Brisbane, Australia.

Dietz, M.E., and Clausen, J.C. (2006). Saturation to Improve Pollutant Retention in a Rain Garden. *Environ. Sci. Technol.* **40**(4), 1335–1340.

Directive (2013/39/EU) (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.

Djukić, A., Lekić, B., Rajaković-Ognjanović, V., Veljović, D., Vulić, T., Djolić, M., Naunovic, Z., Despotović, J., and Prodanović, D. (2016). Further insight into the mechanism of heavy metals partitioning in stormwater runoff. *J. Environ. Manage.* **168**, 104–110.

Dollinger, J., Dagès, C., and Voltz, M. (2015). Glyphosate sorption to soils and sediments predicted by pedotransfer functions. *Environ. Chem. Lett.* **13**, 293–307.

Drapper, D., Tomlinson, R., and Williams, P. (2000). Pollutant Concentrations in Road Runoff: Southeast Queensland Case Study. *J. Environ. Eng.* **126**(4), 313–320.

Driscoll, E.D., Palhegyi, G.E., Strecker, E.W., and Shelley, P.E. (1989). Analysis of Storm Event Characteristics for Selected Rainfall Gages Throughout the United States. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, USA.

Dunkerley, D. (2008). Identifying individual rain events from pluviograph records: a review with analysis of data from an Australian dryland site. *Hydrol. Process.* **22**(26), 5024–5036.

Durand, C. (2003). Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. PhD Thesis, Université de Poitiers.

Durin, B. (2006). Transfert et transport colloïdal de polluants métalliques. Applications en assainissement routier. PhD Thesis, Université de Nantes.

Durin, B., Béchet, B., Legret, M., and Le Cloirec, P. (2007). Role of colloids in heavy metal transfer through a retention-infiltration basin. *Water Sci. Technol.* **56**(11), 91–99.

Eckart, K., McPhee, Z., and Bolisetti, T. (2017). Performance and implementation of low impact development – A review. *Sci. Total Environ.* **607–608**, 413–432.

Ellis, J.B., and Mitchell, G. (2006). Urban diffuse pollution: key data information approaches for the Water Framework Directive. *Water Environ. J.* **20**(1), 19–26.

Ellis, J.B., Marsalek, J., and Chocat, B. (2005). Urban water quality. Anderson, M.G (ed.), Encyclopedia of Hydrological Sciences, Jogn Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.

Ellis, J.B., Revitt, D.M., and Lundy, L. (2012). An impact assessment methodology for urban surface runoff quality following best practice treatment. *Sci. Total Environ.* **416**, 172–179.

Erickson, A.J., Weiss, P.T., and Gulliver, J.S. (2013). Optimizing Stormwater Treatment Practices. Springer New York, USA.

Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., and Mikkelsen, P.S. (2007). Selected stormwater priority pollutants — a European perspective. *Sci. Total Environ.* **383**(1–3), 41–51.

Evans, Z., Van Ryswyk, H., Los Huertos, M., and Srebotnjak, T. (2019). Robust spatial analysis of sequestered metals in a Southern California Bioswale. *Sci. Total Environ.* **650**, 155–162.

Ewing, C. (2013). Assessment of International Bioretention Soil Media: Guidelines and Experiences. Department of Geosciences and Natural Resources Management, University of Copenhagen, Denmark.

Fairbairn, D.J., Elliott, S.M., Kiesling, R.L., Schoenfuss, H.L., Ferrey, M.L., and Westerhoff, B.M. (2018). Contaminants of emerging concern in urban stormwater: Spatiotemporal patterns and removal by iron-enhanced sand filters (IESFs). *Water Res.* **145**, 332–345.

FAO (2006). Guidelines for soil description. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Fardel, A., Peyneau, P.-E., Béchet, B., Lakel, A., and Rodriguez, F. (2019). Analysis of swale factors implicated in pollutant removal efficiency using a swale database. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **26**(2), 1287–1302.

Farenhorst, A., McQueen, D.A.R., Saiyed, I., Hilderbrand, C., Li, S., Lobb, D.A., Messing, P., Schumacher, T.E., Papiernik, S.K., and Lindstrom, M.J. (2009). Variations in soil properties and herbicide sorption coefficients with depth in relation to PRZM (pesticide root zone model) calculations. *Geoderma* **150**(3–4), 267–277.

Farthing, M.W., and Ogden, F.L. (2017). Numerical Solution of Richards' Equation: A Review of Advances and Challenges. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **81**(6), 1257–1269.

Fassman, E. (2012). Stormwater BMP treatment performance variability for sediment and heavy metals. *Sep. Purif. Technol.* **84**, 95–103.

Faure, Y., Baudoin, A., Pierson, P., and Ple, O. (2006). A contribution for predicting geotextile clogging during filtration of suspended solids. *Geotext. Geomembr.* **24**(1), 11–20.

FAWB (2009). Guidelines for Filter Media in Biofiltration Systems (Version 3.01).

Flanagan, K., Branchu, P., Ramier, D., and 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.* **75**(3–4), 987–997.

Flanagan, K., Branchu, P., Boudahmane, L., Caupos, E., Demare, D., Deshayes, S., Dubois, P., Meffray, L., Partibane, C., Saad, M., et al. (2018). Field performance of two biofiltration systems treating micropollutants from road runoff. *Water Res.* **145**, 562–578.

Flanagan, K., Branchu, P., Boudahmane, L., Caupos, E., Demare, D., Deshayes, S., Dubois, P., Meffray, L., Partibane, C., Saad, M., et al. (2019). Retention and transport processes of particulate and dissolved micropollutants in stormwater biofilters treating road runoff. *Sci. Total Environ.* **656**, 1178–1190.

Fletcher, T.D., Andrieu, H., and Hamel, P. (2013). Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: A state of the art. *Adv. Water Resour.* **51**, 261–279.

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., et al. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water J.* **12**(7), 525–542.

Flint, K.R., and Davis, A.P. (2007). Pollutant Mass Flushing Characterization of Highway Stormwater Runoff from an Ultra-Urban Area. *J. Environ. Eng.* **133**(6), 616–626.

Flori, J.-P. (2016). Approche temporelle fine des statistiques de précipitation. *La Houille Blanche* **1**, 65–76.

Florida Department of Transportation (2005). Technical Report for the Florida statewide airport stormwater study.

Freni, G., Mannina, G., and Viviani, G. (2010). Urban Storm-Water Quality Management: Centralized versus Source Control. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **136**(2), 268–278.

Furman, A. (2008). Modeling Coupled Surface–Subsurface Flow Processes: A Review. *Vadose Zone J.* **7**(2), 741–756.

Garcia de la Serrana Lozano, M.D.C. (2017). Analysis of Infiltration and Overland Flow over Sloped Surfaces: Application to Roadside Swales. PhD Thesis, University of Minnesota.

García-Serrana, M., Gulliver, J.S., and Nieber, J.L. (2017a). Infiltration capacity of roadside filter strips with non-uniform overland flow. *J. Hydrol.* **545**, 451–462.

García-Serrana, M., Gulliver, J.S., and Nieber, J.L. (2017b). Non-uniform overland flow-infiltration model for roadside swales. *J. Hydrol.* **552**, 586–599.

García-Serrana, M., Gulliver, J.S., and Nieber, J.L. (2018a). Description of soil micro-topography and fractional wetted area under runoff using fractal dimensions: Soil micro-topography, fractional wetted area, and fractal dimensions. *Earth Surf. Process. Landf.* **43**(13), 2685–2697.

García-Serrana, M., Gulliver, J.S., and Nieber, J.L. (2018b). Calculator to Estimate Annual Infiltration Performance of Roadside Swales. *J. Hydrol. Eng.* **23**(6), 04018017.

Garnaud, S., Mouchel, J.-M., Chebbo, G., and Thévenot, D.R. (1999). Heavy metal concentrations in dry and wet atmospheric deposits in Paris district: comparison with urban runoff. *Sci. Total Environ.* **235**(1–3), 235–245.

Garnier, R., Barraud, S., Castebrunet, H., and Vacherie, S. (2016). Mesure d'efficacité des systèmes alternatifs de gestion des eaux pluviales en matière d'abattement de micropolluants et comparaison systèmes à la source/système centralisé : métrologie hydraulique et stratégie de prélèvement. Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine 2016, Nantes, France.

Gasperi, J. (2006). Introduction et transfert des hydrocarbures à différentes échelles spatiales dans le réseau d'assainissement parisien. PhD Thesis, Ecole des Ponts ParisTech.

Gasperi, J., Sebastian, C., Ruban, V., Delamain, M., Percot, S., Wiest, L., Mirande, C., Caupos, E., Demare, D., Kessoo, M.D.K., et al. (2014). Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **21**(8), 5267–5281.

Gavrić, S., Leonhardt, G., Marsalek, J., and Viklander, M. (2019a). Processes improving urban stormwater quality in grass swales and filter strips: A review of research findings. *Sci. Total Environ.* **669**, 431–447.

Gavrić, S., Larm, T., Österlund, H., Marsalek, J., Wahlsten, A., and Viklander, M. (2019b). Measurement and conceptual modelling of retention of metals (Cu, Pb, Zn) in soils of three grass swales. *J. Hydrol.* **574**, 1053–1061.

Geosyntec Consultants, and Wright Water Engineers (2011). International Stormwater Best Management Practices (BMP) Categorical Summary of BMP Performance Data for Metals Contained in the International Stormwater BMP Database. Water Environment Research Foundation, Federal Highway Administration Environment and Water Resources Institute of the American Society of Civil Engineers.

Gnecco, I., Berretta, C., Lanza, L.G., and La Barbera, P. (2005). Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmospheric Res.* **77**(1–4), 60–73.

Göbel, P., Dierkes, C., and Coldewey, W.G. (2007). Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *J. Contam. Hydrol.* **91**(1–2), 26–42.

Green, W.H., and Ampt, G.A. (1911). Studies on Soil Phyics. *J. Agric. Sci.* **4**(1), 1–24.

Grinden, A. (2014). Numerical Modeling of Combined Hydraulics and Infiltration in Grassed Swales. M.S. Thesis, Norwegian University of Science and Technology.

Gromaire, M.-C., Veiga, L., Grimaldi, M., and Aires, N. (2011). Outils de bonne gestion des eaux de ruissellement en zones urbaines. Document d'orientation pour une meilleure maîtrise des pollutions dès l'origine du ruissellement. Agence de l'Eau Seine-Normandie, Composante Urbaine, LEESU.

Gromaire-Mertz, M.-C., Garnaud, S., Gonzalez, A., and Chebbo, G. (1999). Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Sci. Technol.* **39**(2), 1–8.

Gülbaz, S., and Kazezyılmaz-Alhan, C.M. (2017). Experimental Investigation on Hydrologic Performance of LID with Rainfall-Watershed-Bioretention System. *J. Hydrol. Eng.* **22**(1), D4016003.

Gunawardena, K.R., Wells, M.J., and Kershaw, T. (2017). Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. *Sci. Total Environ.* **584–585**, 1040–1055.

Hager, J., Hu, G., Hewage, K., and Sadiq, R. (2019). Performance of low impact development best management practices: a critical review. *Environ. Rev.* **27**(1), 17–42.

Hamel, P., Daly, E., and Fletcher, T.D. (2013). Source-control stormwater management for mitigating the impacts of urbanisation on baseflow: A review. *J. Hydrol.* **485**, 201–211.

Hatt, B.E., Fletcher, T.D., and Deletic, A. (2008). Hydraulic and Pollutant Removal Performance of Fine Media Stormwater Filtration Systems. *Environ. Sci. Technol.* **42**(7), 2535–2541.

Herrera, J., Bonilla, C.A., Castro, L., Vera, S., Reyes, R., and Gironás, J. (2017). A model for simulating the performance and irrigation of green stormwater facilities at residential scales in semiarid and Mediterranean regions. *Environ. Model. Softw.* **95**, 246–257.

Hood, A., Chopra, M., and Wanielista, M. (2013). Assessment of Biosorption Activated Media Under Roadside Swales for the Removal of Phosphorus from Stormwater. *Water* **5**(1), 53–66.

Hood, M.J., Clausen, J.C., and Warner, G.S. (2007). Comparison of Stormwater Lag Times for Low Impact and Traditional Residential Development. *JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc.* **43**(4), 1036–1046.

Horton, R.E. (1941). An Approach Toward a Physical Interpretation of Infiltration-Capacity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **5**, 399–417.

Hsieh, C., and Davis, A.P. (2005). Evaluation and optimization of bioretention media for treatment of urban storm water runoff. *J. Environ. Eng.* **131**(11), 1521–1531.

Huber, M., and Helmreich, B. (2016). Stormwater Management: Calculation of Traffic Area Runoff Loads and Traffic Related Emissions. *Water* **8**(7), 294.

Huber, M., Welker, A., and Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Sci. Total Environ.* **541**, 895–919.

Hunt, W.F., Lord, B., Loh, B., and Sia, A. (2015). Plant Selection for Bioretention Systems and Stormwater Treatment Practices. Springer Singapore, Singapore.

Hunt, W.F., Fassman, E.A., and Winston, R.J. (2016). NCSU Urban Waterways Factsheet: Designing Dry Swales for the Water Quality Event.

Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J., and Nielsen, A.H. (2010). Urban and highway stormwater pollution: concepts and engineering. CRC Press/Taylor & Francis, Boca Raton (FL), USA.

Hwang, C.-C., and Weng, C.-H. (2015). Effects of rainfall patterns on highway runoff pollution and its control: Highway runoff pollution and its control. *Water Environ. J.* **29**(2), 214–220.

Imfeld, G., Lefrancq, M., Maillard, E., and Payraudeau, S. (2013). Transport and attenuation of dissolved glyphosate and AMPA in a stormwater wetland. *Chemosphere* **90**(4), 1333–1339.

Ingvertsen, S.T., Jensen, M.B., and Magid, J. (2011). A Minimum Data Set of Water Quality Parameters to Assess and Compare Treatment Efficiency of Stormwater Facilities. *J. Environ. Qual.* **40**(5), 1488–1502.

Ingvertsen, S.T., Cederkvist, K., Jensen, M.B., and Magid, J. (2012a). Assessment of Existing Roadside Swales with Engineered Filter Soil: II. Treatment Efficiency and in situ Mobilization in Soil Columns. *J. Environ. Qual.* **41**(6), 1970–1981.

Ingvertsen, S.T., Cederkvist, K., Régent, Y., Sommer, H., Magid, J., and Jensen, M.B. (2012b). Assessment of Existing Roadside Swales with Engineered Filter Soil: I. Characterization and Lifetime Expectancy. *J. Environ. Qual.* **41**(6), 1960–1969.

Jamil, N.E.E. (2009). Field evaluation of hydrologic and water quality benefits of grass swales with check dams for managing highway runoff. M.S. Thesis, University of Maryland.

Janušonis, S. (2009). Comparing two small samples with an unstable, treatment-independent baseline. *J. Neurosci. Methods* **179**(2), 173–178.

JCGM (2008). Evaluation of measurement data — Guide to the expression of uncertainty in measurement.

Jefferies, C. (2004). SUDS in Scotland: the monitoring programme of the Scottish Universities SUDS monitoring programme. Scotland & Northern Ireland Forum for Environmental Research, Edinburgh, UK.

Jenkins, J.K.G., Wadzuk, B.M., and Welker, A.L. (2010). Fines Accumulation and Distribution in a Storm-Water Rain Garden Nine Years Postconstruction. *J. Irrig. Drain. Eng.* **136**(12), 862–869.

Jennings, A.A., Berger, M.A., and Hale, J.D. (2015). Hydraulic and Hydrologic Performance of Residential Rain Gardens. *J. Environ. Eng.* **141**(11), 04015033.

Jia, H., Wang, X., Ti, C., Zhai, Y., Field, R., Tafuri, A.N., Cai, H., and Yu, S.L. (2015). Field monitoring of a LID-BMP treatment train system in China. *Environ. Monit. Assess.* **187**(6), 373.

Jiang, C., Li, J., Li, H., Li, Y., and Chen, L. (2017). Field Performance of Bioretention Systems for Runoff Quantity Regulation and Pollutant Removal. *Water. Air. Soil Pollut.* **228**, 468.

Johnson, P.D., Clark, S., Pitt, R., Durrans, S., Urrutia, M., Gill, S., and Kirby, J. (2003). Metals removal technologies for stormwater. Industrial Waster Conference, WEF, San Antonio, USA.

Joo, J., Lee, J., Kim, J., Jun, H., and Jo, D. (2013). Inter-Event Time Definition Setting Procedure for Urban Drainage Systems. *Water* **6**(1), 45–58.

Jumadar, A.S., Pathirana, A., Gersonius, B., and Zevenbergen, C. (2008). Incorporating infiltration modelling in urban flood management. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* **5**, 1533–1566.

Kanso, T., Tedoldi, D., Gromaire, M.-C., Ramier, D., Saad, M., and Chebbo, G. (2018). Horizontal and Vertical Variability of Soil Hydraulic Properties in Roadside Sustainable Drainage Systems (SuDS)—Nature and Implications for Hydrological Performance Evaluation. *Water* **10**(8), 987.

Kanso, T., Gromaire, M.-C., Ramier, D., and Chebbo, G. (2019). Hydrological Modelling of a Road-Side Vegetated Filter Strip: Validation of a Coupled 2D Subsurface Flow and 1D Overland Flow Model. New Trends in Urban Drainage Modelling, G. Mannina, ed., Springer International Publishing.

Katul, G.G., Poggi, D., and Ridolfi, L. (2011). A flow resistance model for assessing the impact of vegetation on flood routing mechanics. *Water Resour. Res.* **47**(8), W08533.

Kayhanian, M. (2012). Trend and concentrations of legacy lead (Pb) in highway runoff. *Environ. Pollut.* **160**, 169–177.

Kayhanian, M., Fruchtman, B.D., Gulliver, J.S., Montanaro, C., Ranieri, E., and Wuertz, S. (2012). Review of highway runoff characteristics: Comparative analysis and universal implications. *Water Res.* **46**(20), 6609–6624.

Kaykhosravi, S., Khan, U., and Jadidi, A. (2018). A Comprehensive Review of Low Impact Development Models for Research, Conceptual, Preliminary and Detailed Design Applications. *Water* **10**(11), 1541.

Kazemi, F., Beecham, S., and Gibbs, J. (2011). Streetscape biodiversity and the role of bioretention swales in an Australian urban environment. *Landsc. Urban Plan.* **101**(2), 139–148.

Khan, Z., Trush, C., Cohen, P., Kulzer, L., Franklin, R., Field, D., Koon, J., and Horner, R. (1992). Biofiltration Swale Performance, Recomandations, and Design Considerations. Water Pollution Control Department, Municipality of Metropolitan Seattle, Seattle, USA.

Kim, J.-Y., and Sansalone, J.J. (2008). Event-based size distributions of particulate matter transported during urban rainfall-runoff events. *Water Res.* **42**(10–11), 2756–2768.

Kirby, J.T., Durrans, S.R., Pitt, R., and Johnson, P.D. (2005). Hydraulic Resistance in Grass Swales Designed for Small Flow Conveyance. *J. Hydraul. Eng.* **131**(1), 65–68.

Knight, E.M.P., Hunt, W.F., and Winston, R.J. (2013). Side-by-side evaluation of four level spreader-vegetated filter strips and a swale in eastern North Carolina. *J. Soil Water Conserv.* **68**(1), 60–72.

Kruskal, W.H., and Wallis, W.A. (1952). Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *J. Am. Stat. Assoc.* **47**(260), 583–621.

LaBarre, W.J., Ownby, D.R., Lev, S.M., Rader, K.J., and Casey, R.E. (2016). Attenuation of copper in runoff from copper roofing materials by two stormwater control measures. *Water Res.* **88**, 207–215.

Lamprea, K. (2009). Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains. PhD Thesis, Ecole Centrale de Nantes.

Lamprea, K., and Ruban, V. (2011). Characterization of atmospheric deposition and runoff water in a small suburban catchment. *Environ. Technol.* **32**(10), 1141–1149.

Lamy, E.M. (2008). Ecoulement et transfert colloïdal dans des matrices hétérogènes et stratifiées: Application à des milieux poreux modèles. PhD Thesis, Ecole Centrale de Nantes.

Larcombe, M. (2003). Removal of stormwater contaminants using grass swales. Auckland region council, New Zealand.

Lassabatere, L. (2002). Modification du transfert de trois métaux lourds (Zn, Pb, Cd) dans un sol issu d'un dépôt fluvio-glaciaire carbonate par l'introduction de géotextiles. PhD Thesis, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Université Laval.

Lau, S.-L., and Stenstrom, M.K. (2005). Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Res.* **39**(17), 4083–4092.

Le Coustumer, S.-M. (2008). Colmatage et rétention des éléments traces métalliques dans les systèmes d'infiltration des eaux pluviales. PhD Thesis, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.

Lee, H., Swamikannu, X., Radulescu, D., Kim, S.-J., and Stenstrom, M.K. (2007). Design of stormwater monitoring programs. *Water Res.* **41**(18), 4186–4196.

Leecaster, M.K., Schiff, K., and Tiefenthaler, L.L. (2002). Assessment of efficient sampling designs for urban stormwater monitoring. *Water Res.* **36**(6), 1556–1564.

LeFevre, G.H. (2012). Fate and degradation of petroleum hydrocarbons in stormwater bioretention cells. PhD Thesis, University of Minnesota.

LeFevre, G.H., Paus, K.H., Natarajan, P., Gulliver, J.S., Novak, P.J., and Hozalski, R.M. (2014). Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and fate in bioretention cells. *J. Environ. Eng.* **141**(1), 04014050.

Legret, M., and Pagotto, C. (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Sci. Total Environ.* **235**(1–3), 143–150.

Leopold, L.B. (1968). Hydrology for urban land planning: A guidebook on the hydrologic effects of urban land use. US Government Printing Office, Washington DC, USA.

Leroy, M.C., Legras, M., Marcotte, S., Moncond'huy, V., Machour, N., Le Derf, F., and 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.

Leroy, M.-C., Portet-Koltalo, F., Legras, M., Lederf, F., Moncond'huy, V., Polaert, I., and 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.

Leroy, M.C., Marcotte, S., Legras, M., Moncond'huy, V., Le Derf, F., and 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.

Li, J., and Davis, A.P. (2016). A unified look at phosphorus treatment using bioretention. *Water Res.* **90**, 141–155.

Li, L., and Davis, A.P. (2014). Urban Stormwater Runoff Nitrogen Composition and Fate in Bioretention Systems. *Environ. Sci. Technol.* **48**(6), 3403–3410.

Li, C., Peng, C., Chiang, P.-C., Cai, Y., Wang, X., and Yang, Z. (2019). Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review. *J. Hydrol.* **568**, 626–637.

Li, H., Wallace, A.F., Sun, M., Reardon, P., and Jaisi, D.P. (2018). Degradation of Glyphosate by Mn-Oxide May Bypass Sarcosine and Form Glycine Directly after C–N Bond Cleavage. *Environ. Sci. Technol.* **52**(3), 1109–1117.

Li, J., Jiang, C., Lei, T., and Li, Y. (2016). Experimental study and simulation of water quality purification of urban surface runoff using non-vegetated bioswales. *Ecol. Eng.* **95**, 706–713.

Lille Métropole Communauté Urbaine, and CETE Nord - Picardie (2012). Guide de gestion des eaux pluviales de Lille Métropole.

Liu, R., and Fassman-Beck, E. (2017). Hydrologic response of engineered media in living roofs and bioretention to large rainfalls: experiments and modeling. *Hydrol. Process.* **31**(3), 556–572.

Liu, L., Liu, A., Li, Y., Zhang, L., Zhang, G., and Guan, Y. (2016). Polycyclic aromatic hydrocarbons associated with road deposited solid and their ecological risk: Implications for road stormwater reuse. *Sci. Total Environ.* **563–564**, 190–198.

Lloyd, S., Wong, T.H.F., Chesterfield, C.J., and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology (2002). Water sensitive urban design: a stormwater management perspective. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Department of Civil Engineering, Monash University, Victoria, Australia.

Lloyd, S.D., Fletcher, T.D., Wong, T.H.F., and Wootton, R.M. (2001). Assessment of Pollutant Removal in a Newly Constructed Bio-retention System. 2nd South Pacific Stormwater Conference (27 – 29 June 2001), Auckland, New Zealand.

Loperfido, J.V., Noe, G.B., Jarnagin, S.T., and Hogan, D.M. (2014). Effects of distributed and centralized stormwater best management practices and land cover on urban stream hydrology at the catchment scale. *J. Hydrol.* **519**, 2584–2595.

Lucke, T., Mohamed, M., and Tindale, N. (2014). Pollutant Removal and Hydraulic Reduction Performance of Field Grassed Swales during Runoff Simulation Experiments. *Water* **6**(7), 1887–1904.

Luell, S.K. (2011). Evaluating the Impact of Bioretention Cell Size and Swale Design in Treating Highway Bridge Deck Runoff. M.S. Thesis, Faculty of North Carolina State University.

Lundy, L., Ellis, J.B., and Revitt, D.M. (2012). Risk prioritisation of stormwater pollutant sources. *Water Res.* **46**(20), 6589–6600.

Luo, Y., Spurlock, F., Jiang, W., Jorgenson, B.C., Young, T.M., Gan, J., Gill, S., and Goh, K.S. (2013). Pesticide washoff from concrete surfaces: Literature review and a new modeling approach. *Water Res.* **47**(9), 3163–3172.

Lye, D.J. (2009). Rooftop runoff as a source of contamination: A review. *Sci. Total Environ.* **407**(21), 5429–5434.

Ma, Y., Hao, S., Zhao, H., Fang, J., Zhao, J., and Li, X. (2018). Pollutant transport analysis and source apportionment of the entire non-point source pollution process in separate sewer systems. *Chemosphere* **211**, 557–565.

Macdonald, K.C.B. (2003). The effectiveness of certain sustainable urban drainage systems in controlling flooding and pollution from urban runoff. PhD Thesis, University of Abertay Dundee.

Macdonald, K., and Jefferies, C. (2003). Performance and design details of SUDS. National Hydrology Seminar.

Makepeace, D.K., Smith, D.W., and Stanley, S.J. (1995). Urban stormwater quality: Summary of contaminant data. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **25**(2), 93–139.

Maliszewska-Kordybach, B. (1999). Sources, concentrations, fate and effects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the environment. Part A: PAHs in air. *Pol. J. Environ. Stud.* **8**(3), 131–136.

Mann, H.B., and Whitney, D.R. (1947). On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *Ann. Math. Stat.* **18**(1), 50–60.

Markiewicz, A., Björklund, K., Eriksson, E., Kalmykova, Y., Strömvall, A.-M., and Siopi, A. (2017). Emissions of organic pollutants from traffic and roads: Priority pollutants selection and substance flow analysis. *Sci. Total Environ.* **580**, 1162–1174.

Mazer, G., Booth, D., and Ewing, K. (2001). Limitations to vegetation establishment and growth in biofiltration swales. *Ecol. Eng.* **17**(4), 429–443.

McCarthy, J.F., and McKay, L.D. (2004). Colloid transport in the subsurface. *Vadose Zone J.* **3**(2), 326–337.

McCarthy, D.T., Zhang, K., Westerlund, C., Viklander, M., Bertrand-Krajewski, J.-L., Fletcher, T.D., and Deletic, A. (2018). Assessment of sampling strategies for estimation of site mean concentrations of stormwater pollutants. *Water Res.* **129**, 297–304.

McDowell-Boyer, L., Hunt, J.R., and Sitar, N. (1986). Particle transport through porous media. *Water Resour. Res.* **22**(13), 1901–1921.

McGrane, S.J. (2016). Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. *Hydrol. Sci. J.* **61**(13), 2295–2311.

Mein, R.G., and Larson, C.L. (1973). Modeling infiltration during a steady rain. *Water Resour. Res.* **9**(2), 384–394.

Melbourne Water (2006). City of Melbourne WSUD Guidelines. Melbourne, Australia.

Melbourne Water (2013). Water Sensitive Urban Design Guidelines South Eastern Councils. Melbourne, Australia.

Minnesota Pollution Control Agency (2000). Protecting Water Quality in Urban Areas: Best Management Practices for Dealing with Storm Water Runoff from Urban, Suburban and Developing Areas of Minnesota.

Mirsal, I.A. (2008). Soil pollution: origin, monitoring & remediation. Springer, Berlin.

Mitchell, V.G. (2006). Applying Integrated Urban Water Management Concepts: A Review of Australian Experience. *Environ. Manage.* **37**(5), 589–605.

Mockus, V. (1972). Hydrologic soil groups. National Engineering Handbook, Part 630, Chapter 7, Hydrology. Natural Resources Conservation Service, US Department of Agriculture, Washington DC.

Mohanty, S.K., Saiers, J.E., and Ryan, J.N. (2016). Colloid Mobilization in a Fractured Soil: Effect of Pore-Water Exchange between Preferential Flow Paths and Soil Matrix. *Environ. Sci. Technol.* **50**(5), 2310–2317.

Monrabal-Martinez, C., Aberle, J., Muthanna, T.M., and Orts-Zamorano, M. (2018). Hydrological benefits of filtering swales for metal removal. *Water Res.* **145**, 509–517.

Monrabal-Martinez, C., Meyn, T., and Muthanna, T.M. (2019). Characterization and temporal variation of urban runoff in a cold climate - design implications for SuDS. *Urban Water J.* **16**(6), 451–459.

Moore, T.L., Rodak, C.M., Ahmed, F., and Vogel, J.R. (2018). Urban Stormwater Characterization, Control and Treatment. *Water Environ. Res.* **90**(10), 1821–1871.

Morquecho, R., Pitt, R., and Clark, S.E. (2005). Pollutant associations with particulates in stormwater. Proceeding of the Water Environment Federation, WEFTEC, Anchorage (AK), USA.

Morrison, G.M.P., Revitt, D.M., and Ellis, J.B. (1990). Metal Speciation in Separate Stormwater Systems. *Water Sci. Technol.* **22**(10–11), 53–60.

Mosley, L.M., and Peake, B.M. (2001). Partitioning of metals (Fe, Pb, Cu, Zn) in urban run- off from the Kaikorai Valley, Dunedin, New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshw. Res.* **35**(3), 615–624.

Motelay-Massei, A., Garban, B., Tiphagne-larcher, K., Chevreuil, M., and Ollivon, D. (2006). Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France): Transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet. *Water Res.* **40**(10), 1995–2006.

Mustaffa, N., Ahmad, N.A., and Razi, M.A.M. (2016). Variations of Roughness Coefficients with Flow Depth of Grassed Swale. *IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng.* **136**, 012082.

Musy, A., and Soutter, M. (1991). Physique du sol. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne (Collection gérer l'environnement).

Nara, Y., and Pitt, R. (2005). Alabama Highway Drainage Conservation Design Practices - Particulate Transport in Grass Swales and Grass Filters. Department of Civil and Environmental Engineering, University of Alabama, Tuscaloosa (AL), USA.

Nara, Y., and Pitt, R.E. (2006). Sediment Transport in Grass Swales. *J. Water Manag. Model.*

Nasri, B. (2013). Évaluation des fonctions de pédotransfert d'un sol hétérogène, milieu récepteur d'eau usée traitée, sur un site pilote dédié. PhD Thesis, Université Paris-Est.

Nelson, J.A. (1996). Characterizing erosion processes and sediment yields on construction sites. M.S. Thesis, University of Alabama at Birmingham.

Nielsen, K., Kalmykova, Y., Strömvall, A.-M., Baun, A., and Eriksson, E. (2015). Particle phase distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater — Using humic acid and iron nano-sized colloids as test particles. *Sci. Total Environ.* **532**, 103–111.

North Carolina Division of Water Quality (2007). Stormwater Best Management Practices Manual. North Carolina, USA.

Novotny, V., and Olem, H. (1994). Water Quality: Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution. Van Nostrand Reinhold, New York, USA.

Opher, T., and Friedler, E. (2010). Factors affecting highway runoff quality. *Urban Water J.* **7**(3), 155–172.

Osouli, A., Bloorchian, A.A., Nassiri, S., and Marlow, S. (2017). Effect of Sediment Accumulation on Best Management Practice (BMP) Stormwater Runoff Volume Reduction Performance for Roadways. *Water* **9**(12), 980.

Palmeira, E.M., and Gardoni, M.G. (2000). The Influence of Partial Clogging and Pressure on the Behaviour of Geotextiles in Drainage Systems. *Geosynth. Int.* **7**(4–6), 403–431.

Passeport, E., Hunt, W.F., Line, D.E., Smith, R.A., and Brown, R.A. (2009). Field study of the ability of two grassed bioretention cells to reduce storm-water runoff pollution. *J. Irrig. Drain. Eng.* **135**(4), 505–510.

Passeport, E., Tournebize, J., Chaumont, C., Guenne, A., and Coquet, Y. (2013). Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed. *Chemosphere* **91**(9), 1289–1296.

Pavlineri, N., Skoulikidis, N.Th., and Tsihrintzis, V.A. (2017). Constructed Floating Wetlands: A review of research, design, operation and management aspects, and data meta-analysis. *Chem. Eng. J.* **308**, 1120–1132.

Payne, E.G.I., Fletcher, T.D., Cook, P.L.M., Deletic, A., and Hatt, B.E. (2014). Processes and Drivers of Nitrogen Removal in Stormwater Biofiltration. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **44**(7), 796–846.

Pelfrene, A. (2008). Spéciation des métaux traces (Cd, Cu, Pb, Zn) dans les eaux d'un Planosol non pollué (Massif Central, France). PhD Thesis, Université de Tours.

Perales-Momparler, S., Hernández-Crespo, C., Vallés-Morán, F., Martín, M., Andrés-Doménech, I., Andreu Álvarez, J., and Jefferies, C. (2014). SuDS Efficiency during the Start-Up Period under Mediterranean Climatic Conditions: SuDS Efficiency during the Start-Up Period. *CLEAN - Soil Air Water* **42**(2), 178–186.

Perales-Momparler, S., Andrés-Doménech, I., Hernández-Crespo, C., Vallés-Morán, F., Martín, M., Escuder-Bueno, I., and Andreu, J. (2017). The role of monitoring sustainable drainage systems for promoting transition towards regenerative urban built environments: a case study in the Valencian region, Spain. *J. Clean. Prod.* **163**, S113–S124.

Petrucci, G., Rioust, E., Deroubaix, J.-F., and Tassin, B. (2013). Do stormwater source control policies deliver the right hydrologic outcomes? *J. Hydrol.* **485**, 188–200.

Petrucci, G., Gromaire, M.-C., Shorshani, M.F., and Chebbo, G. (2014). Nonpoint source pollution of urban stormwater runoff: a methodology for source analysis. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **21**(17), 10225–10242.

Piel, C. (2013). L'eau pluviale, un support adapté au développement et au maintien de la nature en ville: trois exemples mis en oeuvre en milieu urbain dense. Novatech, Lyon, France.

Pierre, A., Amoroso, N., and Kelly, S. (2019). Geodesign application for bio-swale design: rule-based approach stormwater management for Ottawa Street North in Hamilton, Ontario. *Landsc. Res.* **44**(5), 642–658.

Pirone, M., Papa, R., Nicotera, M.V., and Urciuoli, G. (2015). Soil water balance in an unsaturated pyroclastic slope for evaluation of soil hydraulic behaviour and boundary conditions. *J. Hydrol.* **528**, 63–83.

Pitt, R., Williamson, D., Bannerman, R., and Clark, S. (2004). Sources of Pollutants in Urban Areas.

Poresky, A., Clary, J., Strecker, E., and Earles, A. (2011). International Stormwater Best Management Practices (BMP) Database Technical Summary: Volume Reduction. WERF, ASCE, EWRI, APWA, FHWA, US EPA.

Powell, J.T. (2015). Evaluating the Hydrologic and Water Quality Benefits Associated with Retroffiting Vegetated Swales with Check Dams. M.S. Thesis, North Carolina State University.

Prabhukumar, G., and Pagilla, K. (2010). Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Runoff – Sources, Sinks and Treatment: A Review. Department of Civil, Architectural & Environmental Engineering, Illinois Institute of Technology, Chicago (Illinois), USA.

Purvis, R., Winston, R., Hunt, W., Lipscomb, B., Narayanaswamy, K., McDaniel, A., Lauffer, M., and Libes, S. (2018). Evaluating the Water Quality Benefits of a Bioswale in Brunswick County, North Carolina (NC), USA. *Water* **10**(2), 134.

Qin, H.-P., Li, Z.-X., and Fu, G. (2013). The effects of low impact development on urban flooding under different rainfall characteristics. *J. Environ. Manage.* **129**, 577–585.

Randelovic, A., Zhang, K., Jacimovic, N., McCarthy, D., and Deletic, A. (2016). Stormwater biofilter treatment model (MPiRe) for selected micro-pollutants. *Water Res.* **89**, 180–191.

Rawls, W.J., Brakensiek, D.L., and Saxtonn, K.E. (1982). Estimation of soil water properties. *Trans. ASAE* **25**(5), 1316–1320.

Reddy, K.R., Xie, T., and Dastgheibi, S. (2014a). Removal of heavy metals from urban stormwater runoff using different filter materials. *J. Environ. Chem. Eng.* **2**(1), 282–292.

Reddy, K.R., Xie, T., and Dastgheibi, S. (2014b). PAHs Removal from Urban Storm Water Runoff by Different Filter Materials. *J. Hazard. Toxic Radioact. Waste* **18**(2), 04014008.

Régions Aquitaine et Poitou-Charentes (2007). Les eaux pluviales dans les projets d'aménagement - Constitution des dossiers d'autorisation et de déclaration au titre de la loi sur l'eau.

Revitt, D.M., Ellis, J.B., and Lundy, L. (2017). Assessing the impact of swales on receiving water quality. *Urban Water J.* **14**(8), 839–845.

Revitt, M., Ellis, B., and Scholes, L. (2003). Review of the Use of Stormwater BMPs in Europe. DayWater project, Middlesex University, London, UK.

Richards, L.A. (1931). Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* **1**(5), 318–333.

Rippy, M.A., Deletic, A., Black, J., Aryal, R., Lampard, J.-L., Tang, J.Y.-M., McCarthy, D., Kolotelo, P., Sidhu, J., and Gernjak, W. (2017). Pesticide occurrence and spatio-temporal variability in urban run-off across Australia. *Water Res.* **115**, 245–255.

Robert-Sainte, P. (2009). Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement. PhD Thesis, Université Paris-Est.

Rodriguez, F., Morena, F., Andrieu, H., and Raimbault, G. (2007). Introduction of innovative stormwater techniques within a distributed hydrological model and the influence on the urban catchment behaviour. *Water Pract. Technol.* **2**(2), wpt2007048.

Roinas, G. (2015). Sources, occurence and fate of hydrocarbon pollutants in sustainable drainage systems. PhD Thesis, University of Portsmouth.

Roinas, G., Tsavdaris, A., Williams, J.B., and Mant, C. (2014a). Fate and Behavior of Pollutants in a Vegetated Pond System for Road Runoff: Pollutants in Vegetated Ponds. *CLEAN - Soil Air Water* **42**(2), 169–177.

Roinas, G., Mant, C., and Williams, J.B. (2014b). Fate of hydrocarbon pollutants in source and non-source control sustainable drainage systems. *Water Sci. Technol.* **69**(4), 703–709.

Roseen, R.M., Ballestero, T.P., Houle, J.J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G., and Wildey, R. (2009). Seasonal performance variations for storm-water management systems in cold climate conditions. *J. Environ. Eng.* **135**(3), 128–137.

Rossman, L. (2015). Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1. National Risk Management Laboratory, Office of Research and Development, U.S. EPA, Cincinnati (Ohio), USA.

Roth, K. (2012). Soil physics - Lecture Notes. Institute of Environmental Physics, Heidelberg University.

Rousseau, M. (2012). Propagation d'incertitudes et analyse de sensibilité pour la modélisation de l'infiltration et de l'érosion. PhD Thesis, Université Paris-Est.

Roy, A.H., Wenger, S.J., Fletcher, T.D., Walsh, C.J., Ladson, A.R., Shuster, W.D., Thurston, H.W., and Brown, R.R. (2008). Impediments and Solutions to Sustainable, Watershed-Scale Urban Stormwater Management: Lessons from Australia and the United States. *Environ. Manage.* **42**(2), 344–359.

Ruban, V., Clozel, B., Conil, C., and Durand, D. (2003). Origine, caractérisation et gestion des boues de l'assainissement pluvial routier et urbain - Point sur les connaissances actuelles et perspectives. *Bull Labo Ponts Chaussées* **246–247**, 4488, 117-126.

Rujner, H., Leonhardt, G., Perttu, A.-M., Marsalek, J., and Viklander, M. (2016). Advancing green infrastructure design: Field evaluation of grassed urban drainage swales. Novatech, Lyon, France.

Rujner, H., Leonhardt, G., Marsalek, J., Perttu, A.-M., and Viklander, M. (2018a). The effects of initial soil moisture conditions on swale flow hydrographs. *Hydrol. Process.* **32**(5), 644–654.

Rujner, H., Leonhardt, G., Marsalek, J., and Viklander, M. (2018b). High-resolution modelling of the grass swale response to runoff inflows with Mike SHE. *J. Hydrol.* **562**, 411–422.

Rushton, B.T. (2001). Low-Impact Parking Lot Design Reduces Runoff and Pollutant Loads. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **127**(3), 172–179.

Ryan, J.N., and Elimelech, M. (1996). Colloid mobilization and transport in groundwater. *Colloids Surf. Physicochem. Eng. Asp.* **107**, 1–56.

Rycewicz-Borecki, M., McLean, J.E., and Dupont, R.R. (2016). Bioaccumulation of copper, lead, and zinc in six macrophyte species grown in simulated stormwater bioretention systems. *J. Environ. Manage.* **166**, 267–275.

Sage, J. (2016). Concevoir et optimiser la gestion hydrologique du ruissellement pour une maîtrise à la source de la contamination des eaux pluviales urbaines. PhD Thesis, Université Paris-Est.

Sage, J., Berthier, E., and Gromaire, M.-C. (2015). Stormwater Management Criteria for On-Site Pollution Control: A Comparative Assessment of International Practices. *Environ. Manage.* **56**(1), 66–80.

Sakson, G., Brzezinska, A., and Zawilski, M. (2018). Emission of heavy metals from an urban catchment into receiving water and possibility of its limitation on the example of Lodz city. *Environ. Monit. Assess.* **190**(5), 281.

Sansalone, J.J., and Buchberger, S.G. (1997). Partitioning and First Flush of Metals in Urban Roadway Storm Water. *J. Environ. Eng.* **123**(2), 134–143.

Sansalone, J.J., Koran, J.M., Smithson, J.A., and Buchberger, S.G. (1998). Physical Characteristics of Urban Roadway Solids Transported during Rain Events. *J. Environ. Eng.* **124**(5), 427–440.

Saunders, L., and Pezeshki, R. (2015). Glyphosate in Runoff Waters and in the Root-Zone: A Review. *Toxics* **3**(4), 462–480.

Schmitt, T.J., Dosskey, M.G., and Hoagland, K.D. (1999). Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetation, Widths, and Contaminants. *J. Environ. Qual.* **28**(5), 1479–1489.

Scholes, L., Revitt, D.M., and Ellis, J.B. (2008). A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *J. Environ. Manage.* **88**(3), 467–478.

Sébastian, C. (2013). Bassin de retenue des eaux pluviales en milieu urbain: performance en matière de piégeage des micropolluants. PhD Thesis, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon.

Selbig, W., Fienen, M., Horwatich, J., and Bannerman, R. (2016). The Effect of Particle Size Distribution on the Design of Urban Stormwater Control Measures. *Water* **8**(1), 17.

Shafique, M., Kim, R., and Kyung-Ho, K. (2018). Evaluating the Capability of Grass Swale for the Rainfall Runoff Reduction from an Urban Parking Lot, Seoul, Korea. *Int. J. Environ. Res. Public. Health* **15**(3), 537.

Shelley, P.E., Driscoll, E.D., and Sartor, J.D. (1987). Probabilistic characterization of pollutant discharges from highway stormwater runoff. *Sci. Total Environ.* **59**, 401–410.

Šimůnek, J., and van Genuchten, M.T. (2008). Modeling Nonequilibrium Flow and Transport Processes Using HYDRUS. *Vadose Zone J.* **7**(2), 782–797.

Šimůnek, J., Van Genuchten, M.T., and Sejna, M. (2012). The HYDRUS software package for simulating two and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Technical Manual, Volume 1.

Smaniotto Costa, C., Norton, C., Domene, E., Hoyer, J., Marull, J., and Salminen, O. (2015). Water as an Element of Urban Design: Drawing Lessons from Four European Case Studies. Sustainable Water Use and Management, W. Leal Filho, and V. Sümer, eds., Springer International Publishing.

Soil Survey Division Staff (1993). Soil survey manual. United States Department of Agriculture.

Stagge, J.H., Davis, A.P., Jamil, E., and Kim, H. (2012). Performance of grass swales for improving water quality from highway runoff. *Water Res.* **46**(20), 6731–6742.

Stewart, R.D., Lee, J.G., Shuster, W.D., and Darner, R.A. (2017). Modelling hydrological response to a fully-monitored urban bioretention cell. *Hydrol. Process.* **31**(26), 4626–4638.

Stone, W.W., and Wilson, J.T. (2006). Preferential Flow Estimates to an Agricultural Tile Drain with Implications for Glyphosate Transport. *J. Environ. Qual.* **35**(5), 1825–1835.

Storey, B.J., Li, M.-H., McFalls, J.A., and Yi, Y.-J. (2009). Stormwater Treatment With Vegetated Buffers. Texas Transportation Institute, The Texas A&M University System, College Station (Texas), USA.

Strecker, E.W., Quigley, M.M., Urbonas, B.R., Jones, J.E., and Clary, J.K. (2001). Determining Urban Storm Water BMP Effectiveness. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **127**(3), 144–149.

Struck, S.D., Borst, M., Muthukrishnan, S., Selvakumar, A., and O'Connor, M. (2007). Approaches for Determining Swale Performance for Stormwater Runoff. World Environmental and Water Resources Congress 2007: Restoring Our Natural Habitat.

Tang, N.-Y., Li, T., and Ge, J. (2016). Assessing ability of a wet swale to manage road runoff: A case study in Hefei, China. *J. Cent. South Univ.* **23**(6), 1353–1362.

Tang, T., Boënne, W., Desmet, N., Seuntjens, P., Bronders, J., and van Griensven, A. (2015). Quantification and characterization of glyphosate use and loss in a residential area. *Sci. Total Environ.* **517**, 207–214.

Taylor, G.D., Fletcher, T.D., Wong, T.H.F., Breen, P.F., and Duncan, H.P. (2005). Nitrogen composition in urban runoff—implications for stormwater management. *Water Res.* **39**(10), 1982–1989.

Tedoldi, D. (2017). Mesure et modélisation de la contamination du sol dans les ouvrages de gestion à la source du ruissellement urbain. PhD Thesis, Université Paris-Est.

Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Kovacs, Y., and 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.* **569–570**, 904–926.

Tedoldi, D., Chebbo, G., Pierlot, D., Branchu, P., Kovacs, Y., and Gromaire, M.-C. (2017). Spatial distribution of heavy metals in the surface soil of source-control stormwater infiltration devices – Inter-site comparison. *Sci. Total Environ.* **579**, 881–892.

Thomson, N.R., McBean, E.A., Snodgrass, W., and Mostrenko, I. (1997). Sample size needs for characterizing pollutant concentrations in highway runoff. *J. Environ. Eng.* **123**(10), 1061–1065.

Torkzaban, S., Bradford, S.A., van Genuchten, M.T., and Walker, S.L. (2008). Colloid transport in unsaturated porous media: The role of water content and ionic strength on particle straining. *J. Contam. Hydrol.* **96**(1–4), 113–127.

Toronto and Region Conservation Authority (2008). Performance Evaluation of Permeable Pavement and a Bioretention Swale. Seneca College, King City (ON), Canada.

Truchot, M.C., Chocat, B., Cathelain, M., Mares, A., and Mouchel, J.M. (1994). La pollution due aux rejets urbains par temps de pluie : impacts sur les milieux récepteurs. *La Houille Blanche* **1–2**, 97–105.

Turner, E.R. (2006). Comparison of infiltration equations and their field validation with rainfall simulation. M.S. Thesis, University of Maryland.

Urbonas, B.R. (1994). Parameters to report with BMP monitoring data. Engineering Foundation Conference, Crested Butte (CO), USA.

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. PhD Thesis, Université Paris-Est.

Van Genuchten, M.T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **44**(5), 892–898.

Vereecken, H. (2005). Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Manag. Sci.* **61**(12), 1139–1151.

Vialle, C., Sablayrolles, C., Silvestre, J., Monier, L., Jacob, S., Huau, M.-C., and Montrejaud-Vignoles, M. (2013). Pesticides in roof runoff: Study of a rural site and a suburban site. *J. Environ. Manage.* **120**, 48–54.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* **380**(1–3), 48–65.

Wallinder, I.O., Hedberg, Y., and Dromberg, P. (2009). Storm water runoff measurements of copper from a naturally patinated roof and from a parking space. Aspects on environmental fate and chemical speciation. *Water Res.* **43**(20), 5031–5038.

Walsh, P.M., Barrett, P.E., Malina Jr., J.F., and Charbeneau, R.J. (1997). Use of Vegetative Controls for Treatment of Highway Runoff. Center for Research in Water Resources, Bureau of Engineering Research, The University of Texas at Austin, Austin (Texas), USA.

Wang, C., Wang, F., Qin, H., Zeng, X., Li, X., and Yu, S.-L. (2018a). Effect of Saturated Zone on Nitrogen Removal Processes in Stormwater Bioretention Systems. *Water* **10**(2), 162.

Wang, H.-W., Zhai, Y.-J., Wei, Y.-Y., and Mao, Y.-F. (2019a). Evaluation of the effects of low-impact development practices under different rainy types: case of Fuxing Island Park, Shanghai, China. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **26**(7), 6706–6716.

Wang, Q., Zhang, Q., Dzakpasu, M., Lian, B., Wu, Y., and Wang, X.C. (2018b). Development of an indicator for characterizing particle size distribution and quality of stormwater runoff. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **25**(8), 7991–8001.

Wang, R., Zhang, X., and Li, M.-H. (2019b). Predicting bioretention pollutant removal efficiency with design features: A data-driven approach. *J. Environ. Manage.* **242**, 403–414.

Wang, T.S., Spyridakis, D.E., Mar, B.W., and Horner, R.R. (1980). Transport Deposition and Control of Heavy Metals in Highway Runoff. Department of Civil Engineering, University of Washington, Seattle (WA), USA.

Wangler, T.P., Zuleeg, S., Vonbank, R., Bester, K., Boller, M., Carmeliet, J., and Burkhardt, M. (2012). Laboratory scale studies of biocide leaching from façade coatings. *Build. Environ.* **54**, 168–173.

Washington State Department of Ecology (2014). Stormwater Management Manual for Western Washington. State of Washington, USA.

Weiner, E.R. (2008). Applications of environmental aquatic chemistry: a practical guide. CRC Press, Boca Raton (FL), USA.

Wick, A.F., Haus, N.W., Sukkariyah, B.F., Haering, K.C., and Daniels, W.L. (2011). Remediation of PAH-contaminated soils and sediments: a literature review. Virginia Polytechnic Institute and State University, Department of Crop and Soil Environmental Sciences, Blacksburg (VA), USA.

Wicke, D., Cochrane, T.A., and O'Sullivan, A.D. (2012). Atmospheric deposition and storm induced runoff of heavy metals from different impermeable urban surfaces. *J Env. Monit* **14**(1), 209–216.

Wik, A., and Dave, G. (2009). Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment. *Environ. Pollut.* **157**(1), 1–11.

Winston, R.J., Hunt, W.F., Kennedy, S.G., Wright, J.D., and Lauffer, M.S. (2012a). Field Evaluation of Storm-Water Control Measures for Highway Runoff Treatment. *J. Environ. Eng.* **138**(1), 101–111.

Winston, R.J., Hunt, W.F., Kennedy, S.G., and Wright, J.D. (2012b). Evaluation of Permeable Friction Course (PFC), Roadside Filter Strips, Dry Swales, and Wetland Swales for Treatment of Highway Stormwater Runoff. North Carolina Department of Transportation.

Winston, R.J., Dorsey, J.D., and Hunt, W.F. (2016a). Quantifying volume reduction and peak flow mitigation for three bioretention cells in clay soils in northeast Ohio. *Sci. Total Environ.* **553**, 83–95.

Winston, R.J., Anderson, A.R., and Hunt, W.F. (2017). Modeling Sediment Reduction in Grass Swales and Vegetated Filter Strips Using Particle Settling Theory. *J. Environ. Eng.* **143**(1), 04016075.

Winston, R.J., Powell, J.T., and Hunt, W.F. (2019). Retrofitting a grass swale with rock check dams: hydrologic impacts. *Urban Water J.* **16**(6), 404–411.

Woods Ballard, B., Udale-Clarke, H., Illman, S., Scott, T., Ashley, R., and Kellagher, R. (2015). The SuDS manual. CIRIA Report C753, London, UK.

Wright Water Engineers and Geosyntec Consultants (2007). Frequently Asked Questions: Why does the International Stormwater BMP Database Project omit percent removal as a measure of BMP performance?

Wu, J.S., and Allan, C. (2018). Vegetated Swales for Managing Stormwater Runoff from Secondary Roads. *J. Environ. Eng.* **144**(10), 04018097.

Wu, F.-C., Shen, H.W., and Chou, Y.-J. (1999). Variation of Roughness Coefficients for Unsubmerged and Submerged Vegetation. *J. Hydraul. Eng.* **125**(9), 934–942.

Xiao, Q., and McPherson, E.G. (2011). Performance of engineered soil and trees in a parking lot bioswale. *Urban Water J.* **8**(4), 241–253.

Xiao, Q., McPherson, E., Zhang, Q., Ge, X., and Dahlgren, R. (2017). Performance of Two Bioswales on Urban Runoff Management. *Infrastructures* **2**(4), 12.

Yang, B., and Li, S. (2013). Green Infrastructure Design for Stormwater Runoff and Water Quality: Empirical Evidence from Large Watershed-Scale Community Developments. *Water* **5**(4), 2038–2057.

Yang, Y., and Chui, T.F.M. (2018). Optimizing surface and contributing areas of bioretention cells for stormwater runoff quality and quantity management. *J. Environ. Manage.* **206**, 1090–1103.

Young, B., Hathaway, J., Lisenbee, W., He, Q., Young, B.N., Hathaway, J.M., Lisenbee, W.A., and He, Q. (2018). Assessing the Runoff Reduction Potential of Highway Swales and WinSLAMM as a Predictive Tool. *Sustainability* **10**(8), 2871.

Yousef, Y.A., Wanielista, M.P., Harper, H.H., Pearce, D.B., and Tolbert, R.D. (1985). Removal of Highway Contaminants By Roadside Swales. Civil Engineering & Environmental Science Department, University of Central Florida, Orlando (FL), USA.

Yousef, Y.A., Hvitved-Jacobsen, T., Wanielista, M.P., and Harper, H.H. (1987). Removal of contaminants in highway runoff flowing through swales. *Sci. Total Environ.* **59**, 391–399.

Yu, J., Yu, H., and Xu, L. (2013). Performance evaluation of various stormwater best management practices. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **20**(9), 6160–6171.

Yu, S.L., Kuo, J.-T., Fassman, E.A., and Pan, H. (2001). Field Test of Grassed-Swale Performance in Removing Runoff Pollution. *J. Water Resour. Plan. Manag.* **127**(3), 168–171.

Zgheib, S. (2009). Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. PhD Thesis, Ecole des Ponts ParisTech.

Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., and Chebbo, G. (2011). Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments? *Water Res.* **45**(2), 913–925.

Zgheib, S., Moilleron, R., and Chebbo, G. (2012). Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Res.* **46**(20), 6683–6692.

Zhang, K., Randelovic, A., Page, D., McCarthy, D.T., and Deletic, A. (2014). The validation of stormwater biofilters for micropollutant removal using in situ challenge tests. *Ecol. Eng.* **67**, 1–10.

Zhang, K., Randelovic, A., Deletic, A., Page, D., and McCarthy, D.T. (2019). Can we use a simple modelling tool to validate stormwater biofilters for herbicides treatment? *Urban Water J.* **16**(6), 412–420.

Zhou, Q. (2014). A Review of Sustainable Urban Drainage Systems Considering the Climate Change and Urbanization Impacts. *Water* **6**(4), 976–992.

Zobrist, J., Müller, S.R., Ammann, A., Bucheli, T.D., Mottier, V., Ochs, M., Schoenenberger, R., Eugster, J., and Boller, M. (2000). Quality of roof runoff for groundwater infiltration. *Water Res.* **34**(5), 1455–1462.

Annexes

1. Matériel supplémentaire du chapitre 2 (article ESPR)

Tableau 0.1 (Table S1). Features of swale studies included in the database: swale identification (ID), facility scale, conditions of supply, site name with type of swale, location, catchment specifications, discharge area with discharge ratio, and references

ID	Facility-scale	Type of supply	Site name *(Type of swale)*	Country	Catchment specifications	Discharge area (m^2) (*ratio %*)	Reference(s)
1	Field	S.E.[(a)]	Luzhou Swale (*Wet Swale)*	China	Four lanes, grassland, sloping field[(e)]	9400 (*16%)*	(Tang et al., 2016)
2	Technical-field	S.E.	Xativa Swale (*Dry swale)*	Spain	Road, residential area	7000 (*7%)*	(Perales-Momparler et al., 2017)
3	Field	S.E.	Site A Swale (*Dry swale)*	USA	Road, VFS[(f)] (IC[(g)]: 23%)	5300 (*80%)*	(Winston et al., 2012b)
4	Field	S.E.	Site B Swale (*Wet swale*)	USA	Road, VFS (IC: 30%)	6200 (*82%)*	(Winston et al., 2012b)
5	Field	S.E.	Site C Swale (*Wet swale*)	USA	Road, VFS (IC: 28%)	4800 (*69%)*	(Winston et al., 2012b)
6	Field	S.E.	Site D Swale (*Dry swale*)	USA	Road, VFS (IC: 43%)	5300 (*71%)*	(Winston et al., 2012b)
7	Technical-field	S.E.	Site No-FS MD Route 32 Swale (*Standard swale*)	USA	Road	2240 (*139%)*	(Stagge et al., 2012)
8	Technical-field	S.E.	Site FS MD Route 32 Swale (*Standard swale*)	USA	Road, VFS	2250 (*192%)*	(Stagge et al., 2012)
9	Technical-field	S.E.	Site No-FS MD Route 32 Swale (*Standard swale*)	USA	Road	2240 (*139%*)	(Stagge et al., 2012)
10	Technical-field	S.E.	Site FS MD Route 32 Swale (*Standard swale*)	USA	Road, VFS	2250 (*192%*)	(Stagge et al., 2012)
11	Technical-field	S.E.	Jones Elementary School Swale (*Standard swale*)	USA	Asphalt parking area (IC: 56%)	2453 (*0.4%*)	(Knight et al., 2013)
12	Technical-field	S.E.	Barentin grass swale (*Standard swale*)	France	Road (commercial area)	15 (*100%*)	(Leroy et al., 2016)
13	Technical-field	S.E.	Barentin planted swale (*Standard swale*)	France	Road (commercial area)	14 (*100%)*	(Leroy et al., 2016)
14	Field	S.E.	Odense East Swale-Trench (*Bioswale*)	Denmark	Parking lot (200 cars)	5000 (*20%*)	(Cederkvist et al., 2016)
15	Field	S.E.	Odense West Swale-Trench (*Bioswale*)	Denmark	Parking lot (200 cars)	5900 (*20%*)	(Cederkvist et al., 2016)
16	Field	S.E.	Kohl's Swale (*Bioswale*)	USA	Parking lot (commercial land use, IC: 100%)	4950 (*9%*)	(Anderson et al., 2016)

17	Field	S.E.	Chili's Swale (*Bioswale*)	USA	Asphalt parking lot (commercial land use, IC: 100%)	3242 (*8%*)	(Anderson et al., 2016)
18	Field	S.E.	Tresor Swale (*Bioswale*)	USA	Asphalt parking lot (residential land use, IC: 100%)	8436 (*4%*)	(Anderson et al., 2016)
19	Field	S.E.	Mango Creek Swale (*Bioswale*)	USA	Bridge deck (IC: 100%)	4600 (*5%*)	(Luell, 2011)
20	Field	S.E.	National Highway Luchu interchange Swale (*Standard swale*)	Taiwan	Runoff inflow: road and a gutter Swale outflow: Road and VFS	Inflow: 525[(i)] Outflow: 189[(j)] (*74%*)	(Hwang and Weng, 2015)
21	Technical - field	S.E.	La Zoreda Swale *(Bioswale)*	Spain	Roadside car park nearby an extensive green area (low traffic density)	100 (*32%*)	(Andrés-Valeri et al., 2014)
22	Technical	S.S.E.[(c)]	Sandy soil Swale (*Dry swale*)	USA	Technical-scale roadway (concrete lane and shoulder)	5 (*93%*)	(Hood et al., 2013)
23	Technical	S.S.E.	Bold&Gold™ Swale (*Bioswale*)	USA	Technical-scale roadway (concrete lane and shoulder)	5 (*93%*)	(Hood et al., 2013)
24	Field	S.E.	Pre-retrofit Mango Creek Swale (*Bioswale*)	USA	Bridge deck (IC: 100%)	4600 (*5%*)	(Powell, 2015)
25	Technical -field	S.E.	Post-retrofit Mango Creek Swale (*Bioswale*)	USA	Bridge deck (IC: 100%)	4600 (*5%*)	(Powell, 2015)
26	Field	S.E.	Pre-retrofit I-40 Swale (seasonally *Wet swale*&*Dry swale*)	USA	Road, bridge, grassed shoulder, nearby agricultural plots (IC: 16%)	10700 (*7%*)	(Powell, 2015)
27	Technical -field	S.E.	Post-retrofit I-40 Swale (*Dry swale*)	USA	Road, bridge, grassed shoulder, nearby agricultural plots (IC: 16%)	10700 (*7%*)	(Powell, 2015)
28	Technical -field	S.E.	Post-retrofit I-40 Swale (*Wet swale*)	USA	Road, bridge, grassed shoulder, nearby agricultural plots (IC: 16%)	10700 (*7%*)	(Powell, 2015)
29	Technical -field	S.E.	UNHSC stone Swale (*Bioswale*)	USA	Parking lot (university, area: 36000 m²)	8094 (*3%*)	(Roseen et al., 2009)
30	Technical -field	S.E.	UNHSC vegetated Swale (*Standard swale*)	USA	Parking lot (university, area: 36000 m²)	8094 (*3%*)	(Roseen et al., 2009)
31	Technical -field	S.E.	Seneca College Bioswale (*Bioswale*)	Canada	Parking lot (university)	286 (*9%*)	(Toronto and Region Conservation Authority, 2008)
32	Field	S.E.	Outdoor Swale (*Standard swale*)	USA	Roads, side-walks	390 (*n.a.*[(k)])	(Nara and Pitt, 2005)
33	Field	S.S.E.	Brisbane Swale (*Standard swale*)	Australia	Road	n.a. (*n.a.*)	(Deletic and Fletcher, 2006)
34	Field	S.E.	Södra Hamnleden	Sweden	Road: 2 lanes (ADT[(h)]: 8000; IC: 66.7%)	990 (*35%*)	(Bäckström et al., 2006)

			Swale (*Standard swale*)				
35	Field	S.E.	West Grange Swale (*Standard swale*)	UK	Road	Inflow: 50[(l)] Outflow: 445[(m)] (*6%*)	(Jefferies, 2004; Macdonald, 2003; Macdonald and Jefferies, 2003)
36	Technical-field	S.E.	I-605/SR-91 Swale (*Bioswale*)	USA	Highways, biofiltration strip (IC: 95%)	800 (*n.a.*)	(Caltrans, 2004)
37	Technical-field	S.E.	I-5/I-605 Swale (*Bioswale*)	USA	Highways (IC: 95%)	2800 (*n.a.*)	(Caltrans, 2004)
38	Technical-field	S.E.	Cerritos MS Swale (*Bioswale*)	USA	Highways (IC: 95%)	1600 (*n.a.*)	(Caltrans, 2004)
39	Technical-field	S.E.	I-605/Del Amo Avenue Swale (*Bioswale*)	USA	Highways (IC: 95%)	2800 (*n.a.*)	(Caltrans, 2004)
40	Technical-field	S.E.	SR-78/Melrose Drive Swale (*Bioswale*)	USA	Highways (IC: 90%)	9600 (*n.a.*)	(Caltrans, 2004)
41	Technical-field	S.E.	I-5/Palomar Road Swale (*Bioswale*)	USA	Highways (IC: 90%)	9200 (*n.a.*)	(Caltrans, 2004)
42	Technical-Field	S.E.	Albany to Orewa motorway 100 m Swale (*Standard swale*)	New Zealand	Highways	1000 (*n.a.*)	(Larcombe, 2003)
43	Technical-Field	S.E.	Albany to Orewa motorway 50 m Swale (*Standard swale*)	New Zealand	Highways	1000 (*n.a.*)	(Larcombe, 2003)
44	Field	S.E.	48th Avenue W long Bioswale (*Bioswale*)	USA	Suburban drainage basin (family residential area, IC: 42%)	62726 (*0.2%*)	(Khan et al., 1992; Larcombe, 2003)
45	Technical-field	S.E.	48th Avenue W small Bioswale (*Bioswale*)	USA	Suburban drainage basin (residential area, IC: 42%)	31363[(n)] (*0.2%*)	(Khan et al., 1992; Larcombe, 2003)
46	Technical-field	S.E.	F1 asphalt (in[(c)]) - F7 asphalt and swale (out[(d)]) (*Standard swale*)	USA	Parking lot with asphalt	Inflow[(c)]: 1050 Outflow[(d)]: 970 (*n.a.*)	(Rushton, 2001)
47	Technical-field	S.E.	F2 asphalt (in[(c)]) - F8 asphalt and swale (out[(d)]) (*Standard swale*)	USA	Parking lot with asphalt	Inflow[(c)]: 1050 Outflow[(d)]: 1050 (*n.a.*)	(Rushton, 2001)
48	Technical-field	S.E.	F1 asphalt (in[(c)]) - F3 cement and swale (out[(d)]) (*Standard swale*)	USA	Parking lot with cement	Inflow[(c)]: 1050 Outflow[(d)]: 930 (*n.a.*)	(Rushton, 2001)
49	Technical-field	S.E.	F2 asphalt (in[(c)]) - F4 cement and swale (out[(d)]) (*Standard swale*)	USA	Parking lot with cement	Inflow[(c)]: 1050 Outflow[(d)]: 1050 (*n.a.*)	(Rushton, 2001)
50	Technical-field	S.E.	F1 asphalt (in[(c)]) - F5 pervious and swale (out[(d)]) (*Standard swale*)	USA	Parking lot with pervious material	Inflow[(c)]: 1050 Outflow[(d)]: 930 (*n.a.*)	(Rushton, 2001)

51	Technical-field	S.E.	F2 asphalt (in[c]) - F6 pervious and swale (out[d]) (*Standard swale*)	USA	Parking lot with pervious material	Inflow[c]: 1050 Outflow[d]: 1050 (*n.a.*)	(Rushton, 2001)
52	Field	S.E.	PGD 03 Swale (*Wet swale*)	USA	Airport	n.a. (*n.a.*)	(Florida Department of Transportation, 2005)
53	Technical-field	S.E.	Pine Lake Swale 1 (*Bioswale*)	USA	Detention pond (residential area)	n.a. (*41.7%*)	(Colwell, 2000)
54	Technical-field	S.E.	Pine Lake Swale 2 (*Bioswale*)	USA	Detention pond (residential area)	n.a. (*39.2%*)	(Colwell, 2000)
55	Technical-field	S.E.	Pine Lake Swale 3 (*Bioswale*)	USA	Detention pond (residential area)	n.a. (*49.1%*)	(Colwell, 2000)
56	Field	S.E.	US-183 Median (*Standard swale*)	USA	Road (ADT: 111000; IC: 52%) and VFS	13000 (*n.a.*)	(Barrett et al., 1998)
57	Field	S.E.	Mo-Pac Expressway Median (*Standard swale*)	USA	Road (ADT: 47000; IC: 38%) and VFS	104600 (*16%*)	(Barrett et al., 1998)
58	Field	S.S.E.	Maitland Swale (*Standard swale*)	USA	Road (ADT Maitland Boulevard: 15000; ADT Maitland Interchange: 45000)	n.a. (*n.a.*)	(Yousef et al., 1987)
59	Field	S.E.	Bioswale-B (*Bioswale*)	China	Road: 2 lines; urban area	68 (*20%*)	(Jiang et al., 2017)

[a]S.E. = Storm Events; [b]S.S.E. = Simulated Storm Events; [c]Inflow quality was characterized by collecting samples at the outlet of an asphalt area with no swale; [d]Outflow quality was characterized by collecting samples at the outlet of either an asphalt area with a swale, or a cement area with a swale or a pervious area with a swale; [e]Only runoff from the road is considered – road contributed to 80% of the total runoff during the monitoring period; [f]VFS = Vegetated Filter Strip; [g]IC = Impervious Cover; [h]ADT = Average Daily Traffic; [i]Inflow quality was assessed by collecting samples at the outlet of a catch basin receiving runoff from a section of freeways; the results were used to quantify the stormwater quality from the regional roadways; [j]Runoff was sampled at the outlet of a swale system (*i.e.*, a vegetated filter strip and a swale); [k]n.a. = not avalaible or non-calculable; [l]Size of the catchment contributing to the collection of road runoff; [m] Size of the catchment contributing to swale runoff; [n]Natural inflow was split to increase effective swale area

Tableau 0.2 (Table S2). Design characteristics of swales included in the database

ID	Country	Type of swale	Direction of inflow	Sampling flow origin	Length (m)	Tw[(e)] (m)	Bw[(f)] (m)	Cross-section shape	CS[(k)] (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Active dischar--ge area (m²)	Active dischar--ge ratio (%)	SD[(l)] (cm)	Soil material	Vegetal cover	St[(u)] (y[(v)])
1	China	WS[(a)]	Lateral inflow	Surface flow	120	13		Rec[(g)]	1			1500	7520	19.9		SC[(m)]	Planted swale: 90% Typha latifolia linn and 10% Scirpus validus	2
2	Spain	DS[(b)]	Lateral inflow	Surface flow	275		1.7	Trap[(h)]				468	7000	6.7			Grassed swale - limited establishment at the start-up of the study	1
3	USA	DS	Lateral inflow	Surface flow	183	23.3		Tri[(i)]	0.3	12.5	17.4	4264	1219	349.8		SAL[(n)]	Grassed swale: warm-season grasses, weeds	
4	USA	WS	Lateral inflow	Surface flow	216	23.6		Tri	0.6	16	17.5	5098	1860	274.1		SAL	Planted swale: typha species (cattail), Juncus species (common rush), Scirpus cyperinus (woolgrass), tall grasses	
5	USA	WS	Lateral inflow	Surface flow	152	21.7		Tri	0.6	16.7	16	3298	1344	245.4		SACL[(o)]	Planted swale: Typha species (cattail), Juncus species (common rush), Scirpus cyperinus (woolgrass), tall grasses	
6	USA	DS	Lateral inflow	Surface flow	238	15.9		Tri	0.6	16.7	15.4	3784	2279	166.0		SAL	Grassed swale: Warm-season grasses, weeds	
7	USA	StS[(c)]	Lateral inflow	Surface flow	198		0.61	Trap	1.4	33	25	3120	2240	139.3		SAL	Grassed swale: originally planted with a mix of 90% tall fescue, 5% Kentucky bluegrass, and 5% perennial ryegrass.	1
8	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	138		0.61	Trap	1.4	33	24	4310	2250	191.6		SAL	Grassed swale: originally planted with a mix of 90% tall fescue, 5% Kentucky bluegrass, and 5% perennial ryegrass.	1

Tableau 0.2 (Table S2) (continued)

ID	Country	Type of swale	Direction of inflow	Sampling flow origin	Length (m)	Tw[(e)] (m)	Bw[(f)] (m)	Cross-section shape	CS[(k)] (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Active dischar--ge area (m²)	Active dischar--ge ratio(%)	SD[(l)] (cm)	Soil material	Vegetal cover	St[(u)] (y[(v)])
9	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	198		0.61	Trap	1.4	33	25	3120	2240	139.3		SAL	Grassed swale: originally planted with a mix of 90% tall fescue, 5% Kentucky bluegrass, and 5% perennial ryegrass.	4
10	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	138		0.61	Trap	1.4	33	24	4310	2250	191.6		SAL	Grassed swale: originally planted with a mix of 90% tall fescue, 5% Kentucky bluegrass, and 5% perennial ryegrass.	4
11	USA	StS	Single inflow	Surface flow	10.4	1	0.15	Trap	1	33.3	33.3	10	1374	0.7	30	SACL	Grassed swale: warm season grasses; centipede (Eremochloa ophiuroides) and hybrid Bermuda grass (Cynodon transvalensis and Cynodon dactylon) sod.	1
12	France	StS	Lateral inflow	Subsurface and surface flow mixture	4.9	3						15	15	98.0	53	SL[(p)]	Grassed swale: fescue (Festuca arundinacea, Festuca rubra) and ryegrass (Lolium perenne)	6
13	France	StS	Lateral inflow	Subsurface and surface flow mixture	4.6	3						14	14	98.6	51	SL	Planted swale: Yellow flag (Iris pseudacorus) and meadowsweet (Filipendula ulmaria)	6
14	Denmark	BS[(d)]	Lateral inflow	Subsurface flow				Trap				1000	5000	20.0			Planted swale	3
15	Denmark	BS	Lateral inflow	Subsurface flow				Trap				1180	5900	20.0			Planted swale	3
16	USA	BS	Lateral inflow	Subsurface flow	65.5			Trap	1	≤ 50	≤ 50	435	4950	8.8			Planted swale: native bunch grasses	9
17	USA	BS	Lateral inflow	Subsurface flow	65.5			Trap	1	≤ 50	≤ 50	256	3242	7.9			Planted swale: native bunch grasses	9

Tableau 0.2 (Table S2) (continued)

ID	Country	Type of swale	Direction of inflow	Sampling flow origin	Length (m)	Tw[e] (m)	Bw[f] (m)	Cross-section shape	CS[k] (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Active dischar--ge area (m²)	Active dischar--ge ratio (%)	SD[l] (cm)	Soil material	Vegetal cover	St[u] (y[v])
18	USA	BS	Single inflow	Subsurface flow								372	8436	4.4			Vegetated swale	4
19	USA	BS	Single inflow	Surface flow	36.6	6.4		Tri	1.8	13.5	11.4	237	4600	5.2			Grassed swale: tall fescue sod (Festuca arundinacea)	1
20	Taiwan	StS	Lateral inflow	Surface flow	18	7.8	5.3	Trap	2			140	189	74.1			Grassed swale	
21	Spain	BS	Lateral inflow	Subsurface and surface flow mixture	20	1.6	0.25	Trap		22.2	22.2	32	100	32.0	15	R[q, r]	Planted swale	1
22	USA	DS	Lateral inflow	Subsurface flow	4	1.2			16.7			5	5	96.0		S[s]	Grassed swale: Argentine Bahia	1
23	USA	BS	Lateral inflow	Subsurface flow	4	1.2			16.7			5	5	96.0			Grassed swale: Argentine Bahia	1
24	USA	BS	Single inflow	Surface flow	34	6.4		Tri	1.7	13	13	218	4600	4.7			Grassed swale: tall fescue sod (Festuca arundinacea)	4
25	USA	BS	Single inflow	Surface flow	34	6.4		Tri	1.7	13	13	218	4600	4.7			Grassed swale: tall fescue sod (Festuca arundinacea)	5
26	USA	DS	Lateral inflow	Surface flow	115	6.4		Tri	1	14	14	736	1712	43.0			Grassed swale: warm-season grasses, weeds	
27	USA	DS	Lateral inflow	Surface flow	115	6.4		Tri	1	14	14	736	1712	43.0			Grassed swale: warm-season grasses, weeds	
28	USA	WS	Lateral inflow	Surface flow	115	6.4		Tri	1	14	14	736	1712	43.0			Grassed swale: warm-season grasses, weeds	
29	USA	BS	Single inflow	Subsurface flow	85.3	3.05						260	8094	3.2		R	No vegetation (stone-lined swale)	1
30	USA	StS	Single inflow	Subsurface flow	85.3	3.05						260	8094	3.2			Vegetated swale	1

Tableau 0.2 (Table S2) (continued)

ID	Country	Type of swale	Direction of inflow	Sampling flow origin	Length (m)	Tw[(e)] (m)	Bw[(f)] (m)	Cross-section shape	CS[(k)] (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Active dischar--ge area (m²)	Active dischar--ge ratio (%)	SD[(l)] (cm)	Soil material	Vegetal cover	St[(u)] (y[(v)])
31	Canada	BS	Lateral inflow	Subsurface flow	8.8	2.8						25	286	8.7	1.5	SL	Planted swale: plants tolerant of dry and wet conditions; Andropogan gerardii, Aster puniceus, Aster laevis, Penstemon digitalis, Liatric spicata, Cornus sericea and so on.	1
32	USA	StS	Lateral inflow and single inflow	Surface flow	35.3				1.4 to 5.2				390			LS[(t)]	Grassed swale: Zoysia grass (density of 5640 stems/m²)	
33	Australia	StS	Single inflow	Surface flow	65	4		Tri	1.6	7.7	7.7	260				SC	Grassed swale: Mix of winter rye and couch grass	
34	Sweden	StS	Lateral inflow	Surface flow	110	2.7		Tri	1	14	14	297	660				Grassed swale: Dense turf, mainly Kentucky blue grass and red fescue grass	
35	UK	StS	Lateral inflow	Surface flow	15.4	1.85	0.84	Trap	5	50	50	29	445		26		Grassed swale: turf	1
36	USA	BS	Single inflow	Surface flow	40		1.5	Trap	2				760		30		Grassed swale: monoculture of salt grass for the pilot study (Distichlis spicata) and additional species became established naturally	1
37	USA	BS	Single inflow	Surface flow	40		2	Trap	2	50	50		2660				Grassed swale: monoculture of salt grass for the pilot study (Distichlis spicata) and additional species became established naturally	1

Tableau 0.2 (Table S2) (continued)

ID	Country	Type of swale	Direction of inflow	Sampling flow origin	Length (m)	Tw[(e)] (m)	Bw[(f)] (m)	Cross-section shape	CS[(k)] (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Active dischar--ge area (m²)	Active dischar--ge ratio (%)	SD[(l)] (cm)	Soil material	Vegetal cover	St[(u)] (y[(v)])
38	USA	BS	Single inflow	Surface flow	20		1.5	Trap	2.1				1520				Grassed swale: monoculture of salt grass for the pilot study (Distichlis spicata) and additional species became established naturally	1
39	USA	BS	Single inflow	Surface flow	54		1	Trap	2	50	50		2660				Grassed swale: monoculture of salt grass for the pilot study (Distichlis spicata) and additional species became established naturally	1
40	USA	BS	Single inflow	Surface flow	106		3 to 6	Trap	0.8	50	50		8640		14.3		Grassed swale: hydroseed mix were applied during the construction; monoculture of salt grass for the pilot study (Distichlis spicata) and additional species became established naturally	1
41	USA	BS	Lateral inflow	Surface flow	142		6	Trap	0.1	50	50		8280		16.5		Grassed swale: hydroseed mix were applied during the construction; monoculture of salt grass for the pilot study (Distichlis spicata) and additional species became established naturally	1

Tableau 0.2 (Table S2) (continued)

ID	Country	Type of swale	Direction of inflow	Sampling flow origin	Length (m)	Tw[(e)] (m)	Bw[(f)] (m)	Cross-section shape	CS[(k)] (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Active dischar--ge area (m²)	Active dischar--ge ratio (%)	SD[(l)] (cm)	Soil material	Vegetal cover	St[(u)] (y[(v)])
42	New Zealand	StS	Single inflow and additional lateral inflow only during large storm events	Surface flow	100			Par[(j)] then Tri	1.6	14	17		1000		40		Grassed swale: perennial ryegrass Clover (Trifolium sp), Paspallum and small quantities of weeds such as buttercup (Ranunculus repens) and dock (Rumex sp.)	3
43	New Zealand	StS	Single inflow and additional lateral inflow only during large storm events	Surface flow	50			Par then Tri	1.6	14	17		1000		40		Grassed swale: perennial ryegrass Clover (Trifolium sp), Paspallum and small quantities of weeds such as buttercup (Ranunculus repens) and dock (Rumex sp.)	3
44	USA	BS	Single inflow and additional lateral inflow	Surface flow	57	2.6	1.52	Trap	4	33	33	148	26345	0.6	7.6		Grassed swale: tall fescue (67%), seaside bentgrass (16%), meadow fowtail (9%), Alsike clover (6%), marshfield big trefoil (1.5%)	2
45	USA	BS	Single inflow and additional lateral inflow	Surface flow	27.4	2.6	1.52	Trap	4.3	33	33	71	13172	0.5	7.6		Grassed swale: tall fescue (67%), seaside bentgrass (16%), meadow fowtail (9%), Alsike clover (6%), marshfield big trefoil (1.5%)	2
46	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	39.6				1				970				Grassed swale: shaggy native pasture grass	3
47	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	39.6				1				1050				Grassed swale: shaggy native pasture grass	3
48	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	39.6				1				930				Grassed swale: shaggy native pasture grass	3

Tableau 0.2 (Table S2) (continued)

ID	Country	Type of swale	Direction of inflow	Sampling flow origin	Length (m)	Tw[(e)] (m)	Bw[(f)] (m)	Cross-section shape	CS[(k)] (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Active dischar--ge area (m²)	Active dischar--ge ratio (%)	SD[(l)] (cm)	Soil material	Vegetal cover	St[(u)] (y[(v)])
49	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	39.6				1				1050				Grassed swale: shaggy native pasture grass	3
50	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	39.6				1				930				Grassed swale: shaggy native pasture grass	3
51	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	39.6				1				1050				Grassed swale: shaggy native pasture grass	3
52	USA	WS		Surface flow	152.4												Vegetated swale	
53	USA	BS	Single inflow	Surface flow	45.7	1	1	Trap	0.3			42				SL	Grassed swale: grass mixtures with some occurrences of woody and herbaceous vegetation	
54	USA	BS	Single inflow	Surface flow	45.7	0.94	0.94	Trap	0.3			39				SL	Grassed swale: grass mixtures with some occurrences of woody and herbaceous vegetation	
55	USA	BS	Single inflow	Surface flow	45.7	1.19	1.19	Trap	0.3			49				SL	Grassed swale: grass mixtures with some occurrences of woody and herbaceous vegetation	
56	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	356	14.9 to 19.5		Tri	0.7	12.1	12.1		6760				Grassed swale: Bermudagrass (1%), Illinois bundleflower (1%), Prairie buffalo grass (76%), Cedar sage (6%), Texas frogfruit (2%)	

Tableau 0.2 (Table S2) (continued)

ID	Country	Type of swale	Direction of inflow	Sampling flow origin	Length (m)	Tw[e] (m)	Bw[f] (m)	Cross-section shape	CS[k] (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Active dischar--ge area (m²)	Active dischar--ge ratio (%)	SD[l] (cm)	Soil material	Vegetal cover	St[u] (y[v])
57	USA	StS	Lateral inflow	Surface flow	1055	15.9		Tri	1.7	9.4	9.4	16774	39748	42.2			Grassed swale: Bermudagrass (30%), Illinois bundleflower (30%), Meadow dropseed (19%), Little bluestem (10%), Florida palpalum (7%), Indiangrass (2%), Prairie buffalo grass (<1%)	
58	USA	StS	Single inflow	Surface flow	53												Grassed swale: 5-10 cm high grasses, predominately bahia (Paspalum notatum)	6
59	China	BS	Lateral inflow	Surface flow	5	2.7						14	68	19.9		SL	Planted swale	
n					56	31	19		45	29	29	41	53	35	13	22		41
Min					4.0	0.9	0.15		0.1	8	8	5	5	0.5	1.5			1
Mean					98.9	6.4	1.52		2.1	25	24	1412	4055	71.5	25.6			2.7
Median					51.5	3.1	1.00		1.0	17	17	260	1712	32	26.0			2
Max					1055.0	23.6	6.00		16.7	50	50	16775	39748	349.8	53.0			9
Q1[w]					34.3	1.9	0.61		1.0	14	14	41	930	5.2	11.0			1
Q3[x]					118.8	6.4	1.52		1.8	33	33	1340	4975	98.6	40.0			3.5
Std[y]					150.1	6.8	1.54		3.3	14	14	2885	6650	89.5	16.8			2
Cv(%)[z]					152	105	102		162	58	58	204	164	125.2	66			78

[a]WS = wet swale; [b]DS = dry swale; [c]StS = standard swale; [d]BS = bioswale; [e]Tw = top or average width; [f]Bw = bottom width; [g]Rec = rectangular; [h]Trap = trapezoidal; [i]Tri = triangular; [j]Par = parabolic; [k]CS = centerline slope; [l]SD = surface depth; [m]SC = silty clay; [n]SAL = sandy loam; [o]SACL = sandy clay loam; [p]SL = silt loam; [q]R = rocks; [r]limestone; [s]S = sand; [t]LS = loamy sand; [u]St = service time; [v]y = year(s); [w]Q1 = first quartile; [x]Q3 = third quartile; [y]Std = standard deviation; [z]Cv = coefficient of variation

Tableau 0.3 (Table S3). Characteristics of swales analyzed for Total Suspended Solids (TSS)

ID	Type of swale	TSS ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TSS in (mg/L)	TSS out (mg/L)
53	Bioswale	-528	45.7	1	1	0.3			42	42		3	18
55	Bioswale	-497	45.7	1.2	1.19	0.3			49	49		3	17
6	Dry swale	-366	238	15.9		0.6	17	15	3784	71		15	70
54	Bioswale	-178	45.7	0.9	0.94	0.3	17	15	39	39		3	8
22	Dry swale	-158	4	1.2		16.7			5	93		4	9
5	Wet swale	-114	152	21.7		0.6	17	16	3298	69		10	20
3	Dry swale	-95	183	23.3		0.3	13	17	4264	80		13	25
24	Bioswale	-35	34	6.4		1.7	13	13	218	5		57	77
12	Standard swale	-14	4.9	3					15	100	53	290	331
4	Wet swale	1	216	23.6		0.6	16	18	5098	82		24	24
31	Bioswale	7	8.8	2.8					25	9	1.5	95	88
28	Wet swale	8	115	6.4		1	14	14	736	7		105	96
34	Standard swale	15	110	2.7		1	14	14	297	30		71	60
52	Wet swale	19	152.4									4	3
47	Standard swale	23	39.6			1						14	10
43	Standard swale	25	50			1.6	14	17			40	124	92
23	Bioswale	31	4	1.2		16.7			5	93		4	3
59	Bioswale	31	5	2.7					14	20		125	86
2	Dry swale	35	275		1.7				468	7			
42	Standard swale	36	100			1.6	14	17			40	119	76
13	Standard swale	39	4.6	3					14	100	51	290	178
15	Bioswale	44							1180	20		16	9
38	Bioswale	44	20		1.5	2.1						137	76
19	Bioswale	45	36.6	6.4		1.8	14	11	237	5		72	39
14	Bioswale	46							1000	20		16	9
30	Standard swale	52	85.3	3.1					260	3		56	22
45	Bioswale	53	27.4	2.6	1.52	4.3	33	33	71	0.2	8	128	60

Tableau 0.3 (Table S3) (continued)

ID	Type of swale	TSS ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TSS in (mg/L)	TSS out (mg/L)
46	Standard swale	53	39.6			1						11	5
20	Standard swale	56	18	7.8	5.3	2			140	74		59	26
21	Bioswale	56	20	1.6	0.25		22	22	32	32	15	29	12
10	Standard swale	59	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		126	52
40	Bioswale	60	106		3 to 6	0.8	50	50			14	50	20
41	Bioswale	62	142		6	0.1	50	50			17	86	32
49	Standard swale	62	39.6			1						14	5
27	Dry swale	67	115	6.4		1	14	14	736	7		65	21
29	Bioswale	68	85.3	3.1					260	3		56	15
50	Standard swale	68	39.6			1						11	4
36	Bioswale	69	40		1.5	2					30	60	19
25	Bioswale	70	34	6.4		1.7	13	13	218	5		91	27
51	Standard swale	71	39.6			1						14	4
35	Standard swale	72	15.4	1.9	0.84	5	50	50	29	6	26	333	93
37	Bioswale	77	40		2	2	50	50				62	14
11	Standard swale	78	10.4	1	0.15	1	33	33	10	0.4	30	50	11
32	Standard swale	78	35.3			1.4 to 5.2						91	20
39	Bioswale	79	54		1	2	50	50				131	28
1	Wet swale	80	120	13		1			1500	16		156	31
16	Bioswale	80	65.5			1	≤ 50	≤ 50	435	9		79	16
33	Standard swale	83	65	4		1.6	8	8	260			150	25
48	Standard swale	83	39.6			1						11	2
9	Standard swale	85	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		126	19
18	Bioswale	85							372	4		62	9
44	Bioswale	85	57	2.6	1.52	4	33	33	148	0.2	8	94	14
57	Standard swale	85	1055	15.9		1.7	9	9	16775	16		190	29

Tableau 0.3 (Table S3) (continued)

ID	Type of swale	TSS ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TSS in (mg/L)	TSS out (mg/L)
26	Dry swale	87	115	6.4		1	14	14	736	7		276	36
56	Standard swale	87	356	14.9 to 19.5		0.7	12	12				157	21
8	Standard swale	91	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		98	9
7	Standard swale	93	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		98	7
17	Bioswale	94	65.5			1	≤ 50	≤ 50	256	8		95	6
		TSS ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TSS in (mg/L)	TSS out (mg/L)
n	58	58	55	31	19	45	29	29	41	40	13	57	57
Min		-528	4.0	0.9	0.15	0.1	8	8	5	0.2	1.5	3	2
Mean		15	99.8	6.4	1.52	2.1	25	24	1412	45	25.6	83	38
Median		56	50.0	3.1	1.00	1.0	17	17	260	20	26.0	65	20
Max		94	1055.0	23.6	6.00	16.7	50	50	16775	192	53.0	333	331
Q1		22										14	9
Q3		78										124	46
IQR[(a)] (=Q3-Q1)		56										110	37
Std		127	151.4	6.8	1.54	3.3	14	14	2885	53	16.8	77	52

[(a)]Interquartile range

Tableau 0.4 (Table S4). Characteristics of swales analyzed for Total Phosphorus (TP)

ID	Type of swale	TP ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TP in (mg/L)	TP out (mg/L)
31	Bioswale	-4325	8.8	2.8					25	9	1.5	0.12	5.09
36	Bioswale	-232	40		1.5	2					30	0.25	0.84
47	Standard swale	-197	39.6			1						0.11	0.31
49	Standard swale	-143	39.6			1						0.11	0.26
39	Bioswale	-115	54		1.0	2	50	50				0.25	0.54
14	Bioswale	-100							1000	20		0.10	0.20
15	Bioswale	-100							1180	20		0.10	0.20
12	Standard swale	-86	4.9	3					15	100	53	0.36	0.67
51	Standard swale	-82	39.6			1						0.11	0.19
48	Standard swale	-74	39.6			1						0.11	0.18
53	Bioswale	-72	45.7	1	1	0.3			42	41.7		0.02	0.04
55	Bioswale	-62	45.7	1.2	1.19	0.3			49	49.1		0.02	0.03
22	Dry swale	-60	4	1.2		16.7			5	93		0.19	0.30
13	Standard swale	-56	4.6	3					14	100	51	0.36	0.56
24	Bioswale	-56	34	6.4		1.7	13	13	218	5		0.16	0.25
20	Standard swale	-51	18	7.8	5.3	2			140	74		2.47	3.73
46	Standard swale	-50	39.6			1						0.11	0.16
6	Dry swale	-44	238	15.9		0.6	17	15	3784	71		0.13	0.19
25	Bioswale	-40	34	6.4		1.7	13	13	218	5		0.10	0.14
30	Standard swale	-38	85.3	3.05					260	3		0.13	0.17
3	Dry swale	-33	183	23.3		0.3	13	17	4264	80		0.08	0.11
37	Bioswale	-23	40		2.0	2	50	50				0.16	0.20
11	Standard swale	-21	10.4	1	0.15	1	33	33	10	0.4	30	0.17	0.20
54	Bioswale	-20	45.7	0.9	0.94	0.3			39	39.2		0.02	0.03
4	Wet swale	-19	216	23.6		0.6	16	18	5098	82		0.10	0.12

Tableau 0.4 (Table S4) (continued)

ID	Type of swale	TP ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TP in (mg/L)	TP out (mg/L)
28	Wet swale	-3	115	6.4		1	14	14	736	7		0.29	0.30
29	Bioswale	0	85.3	3.05					260	3		0.13	
52	Wet swale	0	152.4									0.04	0.04
19	Bioswale	6	36.6	6.4		1.8	14	11	237	5		0.17	0.16
40	Bioswale	9	106		3 to 6	0.8	50	50			14.3	0.20	0.18
38	Bioswale	11	20		1.5	2.1						0.32	0.29
41	Bioswale	14	142		6	0.1	50	50			16.5	0.38	0.33
5	Wet swale	19	152	21.7		0.6	17	16	3298	69		0.10	0.08
58	Standard swale	25	53									0.42	0.31
9	Standard swale	29	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		0.34	0.24
44	Bioswale	30	57	2.6	1.52	4	33	33	148	0.2	7.6	0.20	0.14
50	Standard swale	34	39.6			1						0.11	0.07
57	Standard swale	34	1055	15.9		1.7	9	9	16775	16		0.24	0.16
45	Bioswale	40	27.4	2.6	1.52	4.3	33	33	71	0.2	7.6	0.10	0.06
56	Standard swale	44	356	14.9 to 19.5		0.7	12	12				0.55	0.31
7	Standard swale	47	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		0.55	0.29
27	Dry swale	49	115	6.4		1	14	14	736	7		0.24	0.12
1	Wet swale	52	120	13		1			1500	16		0.21	0.10
10	Standard swale	53	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		0.34	0.16
59	Bioswale	55	5	2.7					13.5	20		0.42	0.19
8	Standard swale	64	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		0.55	0.20
33	Standard swale	64	65	4		1.6	8	8	260			0.30	0.11
23	Bioswale	65	4	1.2		16.7			5	93		0.19	0.07
26	Dry swale	78	115	6.4		1	14	14	736	7		0.55	0.12

Tableau 0.4 (Table S4) (continued)

		TP ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TP in (mg/L)	TP out (mg/L)
n	48	49	47	28	16	39	24	24	34	33	9	49	48
Min		-4325	4.0	0.9	0.15	0.1	8	8	5	0.2	1.5	0.02	0.03
Mean		-108	102.2	6.9	1.63	2.1	25	24	1647	51	23.5	0.26	0.39
Median		-19	45.7	3.5	1.10	1.0	17	17	260	20.0	16.5	0.17	0.19
Max		78	1055.0	23.6	6.00	16.7	50	50	16775	192.0	53.0	2.47	5.09
Q1		-61										0.11	0.12
Q3		34										0.33	0.30
IQR		95										0.22	0.18
Std		619	160.6	7.0	1.64	3.5	14	14	3123	55.5	18.8	0.35	0.87

Tableau 0.5 (Table S5). Characteristics of swales analyzed for Dissolved Phosphorus (DP)

ID	Type of swale	DP ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m^2)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	DP in (mg/L)	DP out (mg/L)
31	Bioswale	-2267	8.8	2.8					25	9	1.5	0.02	0.57
47	Standard swale	-303	39.6			1						0.06	0.25
25	Bioswale	-300	34	6.4		1.7	13	13	218	5		0.01	0.04
48	Standard swale	-252	39.6			1						0.04	0.16
49	Standard swale	-250	39.6			1						0.06	0.22
40	Bioswale	-240	106		3 to 6	0.8	50	50			14	0.07	0.23
14	Bioswale	-233							1000	20		0.03	0.10
15	Bioswale	-233							1180	20		0.03	0.10
51	Standard swale	-173	39.6			1						0.06	0.17
46	Standard swale	-159	39.6			1						0.04	0.11
24	Bioswale	-150	34	6.4		1.7	13	13	218	5		0.02	0.05
39	Bioswale	-138	54		1	2	50	50				0.13	0.31
36	Bioswale	-99	40		1.5	2					30	0.13	0.27
41	Bioswale	-79	142		6	0.1	50	50			17	0.11	0.20
11	Standard swale	-76	10.4	1	0.15	1	33	33	10	0.4	30	0.07	0.12
22	Dry swale	-23	4	1.2		16.7			5	93		0.17	0.21
50	Standard swale	-16	39.6			1						0.04	0.05
38	Bioswale	-13	20		1.5	2.1						0.25	0.28
44	Bioswale	0	57	2.6	1.52	4	33	33	148	0.2	8	0.04	0.04
45	Bioswale	0	27.4	2.6	1.52	4.3	33	33	71	0.2	8	0.01	0.01
35	Standard swale	2	15.4	1.9	0.84	5	50	50	29	6	26	0.11	0.11
58	Standard swale	24	53									0.37	0.28
37	Bioswale	34	40		2	2	50	50				0.14	0.09
26	Dry swale	54	115	6.4		1	14	14	736	7		0.03	0.02
28	Wet swale	59	115	6.4		1	14	14	736	7		0.09	0.04

Tableau 0.5 (Table S5) (continued)

ID	Type of swale	DP ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	DP in (mg/L)	DP out (mg/L)
27	Dry swale	89	115	6.4		1	14	14	736	7		0.06	0.01
23	Bioswale	93	4	1.2		16.7			5	93		0.17	0.01
		DP ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	DP in (mg/L)	DP out (mg/L)
n	27	27	25	12	9	23	13	13	14	14	8	27	27
Min		-2267	4.0	1.0	0.15	0.1	13	13	4.8	0.2	1.5	0.01	0.01
Mean		-172	49.3	3.8	1.78	3	32	32	365	19	17	0.09	0.15
Median		-79	39.6	2.7	1.50	1	33	33	182.8	7	15.4	0.06	0.11
Max		93	142.0	6.4	6.00	16.7	50	50	1180	93	30	0.37	0.57
Q1		-233										0.03	0.04
Q3		2										0.13	0.23
IQR		235										0.10	0.19
Std		437	38.6	2	2	4	17	17	418	32	11	0.08	0.13

Tableau 0.6 (Table S6). Characteristics of swales analyzed for Total Nitrogen (TN)

ID	Type of swale	TN ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TN in (mg/L)	TN out (mg/L)
22	Dry swale	-227	4	1.2		16.7			5	93		1.08	3.52
23	Bioswale	-92	4	1.2		16.7			5	93		1.08	2.07
27	Dry swale	-63	115	6.4		1	14	14	736	7		1.26	2.21
28	Wet swale	-55	115	6.4		1	14	14	736	7		2.07	3.22
20	Standard swale	-44	18	7.8	5.3	2			140	74		1.60	2.30
25	Bioswale	-40	34	6.4		1.7	13	13	218	5		0.63	0.88
47	Standard swale	-31	39.6			1						0.55	0.72
49	Standard swale	-18	39.6			1						0.55	0.65
46	Standard swale	-15	39.6			1						0.56	0.64
3	Dry swale	-12	183	23.3		0.3	13	17	4264	80		1.48	1.65
59	Bioswale	-4	5	2.7					14	20		2.68	2.80
14	Bioswale	0							1000	20		1.20	1.20
15	Bioswale	0							1180	20		1.20	1.20
51	Standard swale	2	39.6			1						0.55	0.54
19	Bioswale	5	36.6	6.4		1.8	14	11	237	5		1.05	0.99
24	Bioswale	7	34	6.4		1.7	13	13	218	5		1.13	1.05
52	Wet swale	8	152.4									0.52	0.48
10	Standard swale	10	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		4.80	4.34
58	Standard swale	11	53									2.05	1.82
50	Standard swale	18	39.6			1						0.56	0.46
4	Wet swale	22	216	23.6		0.6	16	18	5098	82		1.56	1.22
11	Standard swale	24	10.4	1	0.15	1	33	33	10	0.4	30	1.46	1.11
48	Standard swale	29	39.6			1						0.56	0.39

Tableau 0.6 (Table S6) (continued)

ID	Type of swale	TN ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m^2)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TN in (mg/L)	TN out (mg/L)
6	Dry swale	33	238	15.9		0.6	17	15	3784	71		2.43	1.62
26	Dry swale	36	115	6.4		1	14	14	736	7		3.21	2.07
5	Wet swale	43	152	21.7		0.6	17	16	3298	69		2.03	1.15
8	Standard swale	52	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		5.53	2.63
33	Standard swale	52	65	4		1.6	8	8	260			2.60	1.25
9	Standard swale	53	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		4.80	2.27
2	Dry swale	60	275		1.7				468	7			
7	Standard swale	62	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		5.53	2.12
1	Wet swale	67	120	13		1			1500	16		3.88	1.28
n	32	32	30	17	7	26	16	16	24	23	1	31	31
Min		-227	4	1	0.15	0.3	8	8	5	0.4		0.521	0.393
Mean		0	95.2	9.0	1.37	2.3	20	18	1615	58		1.94	1.61
Median		8	59.0	6.4	0.61	1.0	15	16	736	20		1.46	1.25
Max		67	275.0	23.6	5.30	16.7	33	33	5098	192		5.53	4.34
Q1		-17										0.63	0.88
Q3		35										2.60	2.21
IQR		52										1.97	1.33
Std		57	78.4	7.6	1.80	4.2	9	7	1746	61		1.52	0.97

Tableau 0.7 (Table S7). Characteristics of swales analyzed for Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)

ID	Type of swale	TKN ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TKN in (mg/L)	TKN out (mg/L)
31	Bioswale	-425	8.8	2.8					25	9	1.5	1.04	5.46
28	Wet swale	-58	115	6.4		1	14	14	736	7		1.77	2.80
13	Standard swale	-52	4.6	3					14	100	51	2.30	3.50
12	Standard swale	-31	4.9	3					15	100	53	2.30	3.01
3	Dry swale	-28	183	23.3		0.3	13	17	4264	80		0.97	1.24
25	Bioswale	-25	34	6.4		1.7	13	13	218	5		0.44	0.55
10	Standard swale	-14	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		2.94	3.35
6	Dry swale	-7	238	15.9		0.6	17	15	3784	71		1.31	1.40
4	Wet swale	3	216	23.6		0.6	16	18	5098	82		1.16	1.12
27	Dry swale	6	115	6.4		1	14	14	736	7		1.00	0.94
19	Bioswale	8	36.6	6.4		1.8	14	11	237	5		0.67	0.62
24	Bioswale	10	34	6.4		1.7	13	13	218	5		0.80	0.72
11	Standard swale	24	10.4	1	0.15	1	33	33	10	0.4	30	1.22	0.92
41	Bioswale	27	142		6	0.1	50	50			17	2.42	1.76
5	Wet swale	32	152	21.7		0.6	17	16	3298	69		1.32	0.90
9	Standard swale	33	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		2.94	1.98
56	Standard swale	33	356	14.9 to 19.5		0.7	12	12				2.17	2.17
39	Bioswale	38	54		1	2	50	50				3.35	2.07
38	Bioswale	39	20		1.5	2.1						3.26	1.99
57	Standard swale	44	1055	15.9		1.7	9	9	16775	16		2.61	1.45
37	Bioswale	57	40		2	2	50	50				2.76	1.18
36	Bioswale	63	40		1.5	2					30	2.68	0.98
26	Dry swale	65	115	6.4		1	14	14	736	7		2.80	0.98
7	Standard swale	72	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		3.38	0.94
8	Standard swale	76	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		3.38	0.81
40	Bioswale	82	106		3 to 6	0.8	50	50			14	4.06	0.74

Tableau 0.7 (Table S7) (continued)

ID	Type of swale	TKN ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	TKN in (mg/L)	TKN out (mg/L)
n	26	26	26	15	10	23	21	21	19	19	7	26	26
Min		-425	4.6	1.0	0.15	0.1	9	9	10	0.4	1.5	0.44	0.55
Mean		3	144.3	9.9	1.46	1.2	25	24	2685	64	28	2.12	1.65
Median		26	115.0	6.4	0.81	1.4	17	17	736	69	30	2.30	1.21
Max		82	1055.0	23.6	6.00	2.1	50	50	16775	192	53	4.06	5.46
Q1		-17										1.13	0.92
Q3		47										2.94	2.01
IQR		64										1.81	1.09
Std		95	205.5	7.9	1.69	0.6	15	14	3888	65	19.1	1.03	1.15

Tableau 0.8 (Table S8). Characteristics of swales analyzed for oxydized nitrogen (NO_x^--N)

ID	Type of swale	NO_x^--N ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	NO_x^--N in (mg/L)	NO_x^--N out (mg/L)
22	Dry swale	-759	4	1.2		16.7			5	93		0.31	2.63
27	Dry swale	-370	115	6.4		1	14	14	736	7		0.27	1.28
23	Bioswale	-334	4	1.2		16.7			5	93		0.31	1.33
26	Dry swale	-160	115	6.4		1	14	14	736	7		0.42	1.09
44	Bioswale	-120	57	2.6	1.52	4	33	33	148	0.2	8	0.35	0.77
25	Bioswale	-79	34	6.4		1.7	13	13	218	5		0.19	0.34
28	Wet swale	-38	115	6.4		1	14	14	736	7		0.30	0.42
31	Bioswale	-26	8.8	2.8					25	9	1.5	0.58	0.73
45	Bioswale	-19	27.4	2.6	1.52	4.3	33	33	71	0.2	8	0.26	0.31
19	Bioswale	0	36.6	6.4		1.8	14	11	237	5		0.38	0.37
24	Bioswale	0	34	6.4		1.7	13	13	218	5		0.33	0.33
58	Standard swale	13	53									0.19	0.17
3	Dry swale	19	183	23.3		0.3	13	17	4264	80		0.51	0.41
11	Standard swale	20	10.4	1	0.15	1	33	33	10	0.4	30	0.24	0.19
35	Standard swale	46	15.4	1.9	0.84	5	50	50	29	6	26	0.51	0.27
5	Wet swale	65	152	21.7		0.6	17	16	3298	69		0.71	0.25
4	Wet swale	73	216	23.6		0.6	16	18	5098	82		0.40	0.11
1	Wet swale	77	120	13		1			1500	16		1.52	0.35
6	Dry swale	81	238	15.9		0.6	17	15	3784	71		1.12	1.40
n	19	19	19	18	4	17	14	14	18	18	5	19	19
Min		-759	4.0	1.0	0.15	0.3	13	11	5	0.2	1.5	0.19	0.11
Mean		-80	81.0	8.3	1.01	3.5	21	21	1173	31	14.5	0.47	0.67
Median		0	53.0	6.4	1.18	1.0	15	16	227	7	7.6	0.35	0.37
Max		81	238.0	23.6	1.52	16.7	50	50	5098	93	30.0	1.52	2.63
Q1		-120										0.27	0.27
Q3		46										0.51	1.09
IQR		166										0.24	0.82
Std		208	74.6	7.8	0.66	5.2	12	12	1692	37	12.6	0.33	0.63

Tableau 0.9 (Table S9). Characteristics of swales analyzed for single nitrate (NO_3-N)

ID	Type of swale	NO_3-N ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m^2)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	NO_3-N in (mg/L)	NO_3-N out (mg/L)
38	Bioswale	-49	20		1.5	2.1						1.55	2.30
49	Standard swale	-10	39.6			1						0.28	0.31
59	Bioswale	-4	5	2.7					14	20		0.70	0.73
47	Standard swale	-1	39.6			1						0.28	0.28
46	Standard swale	7	39.6			1						0.27	0.26
8	Standard swale	14	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		2.25	1.93
7	Standard swale	22	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		2.25	1.76
57	Standard swale	23	1055	15.9		1.7	9	9	16775	16		1.27	0.97
41	Bioswale	25	142		6	0.1	50	50			17	1.05	0.78
37	Bioswale	30	40		2	2	50	50				0.96	0.67
51	Standard swale	36	39.6			1						0.28	0.18
39	Bioswale	37	54		1	2	50	50				1.52	0.95
48	Standard swale	45	39.6			1						0.27	0.15
56	Standard swale	50	356	14.9 to 19.5		0.7	12	12				2.17	2.17
50	Standard swale	57	39.6			1						0.27	0.12
9	Standard swale	59	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		1.79	0.74
36	Bioswale	65	40		1.5	2					30	1.22	0.43
40	Bioswale	79	106		3 to 6	0.8	50	50			14	1.32	0.28
10	Standard swale	85	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		1.79	0.27
n	19	19	19	2	9	18	10	10	6	6	3	19	19
Min		-49	5.0	2.7	0.61	0.1	9	9	14	16	14.3	0.27	0.12
Mean		30	143.6	9.3	1.60	1.3	35	32	5275	116	20.3	1.13	0.77
Median		30	40.0	9.3	1.00	1.2	33	25	3715	139	16.5	1.22	0.67
Max		85	1055.0	15.9	6.00	2.1	50	50	16775	192	30.0	2.25	2.30

Tableau 0.9 (Table S9) (continued)

ID	Type of swale	NO_3-N ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m^2)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	NO_3-N in (mg/L)	NO_3-N out (mg/L)
Q1		7										0.28	0.27
Q3		57										1.79	0.97
IQR		50										1.51	0.70
Std		33	237.1	9.3	1.73	0.5	15	16	5849	80	8.5	0.73	0.66

Tableau 0.10 (Table S10). Characteristics of swales analyzed for total lead (Pb_t)

ID	Type of swale	Pb_t ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Pb_t in (µg/L)	Pb_t out (µg/L)
34	Standard swale	-13	110	2.7		1	14	14	297	30		11.5	13
47	Standard swale	-7	39.6			1						4.2	4.5
14	Bioswale	0							1000	20		1.8	1.8
52	Wet swale	12	152.4									4.1	3.6
57	Standard swale	17	1055	15.9		1.7	9	9	16775	16		93	77
15	Bioswale	33							1180	20		1.8	1.2
46	Standard swale	35	39.6			1						4	2.6
56	Standard swale	41	356	14.9 to 19.5		0.7	12	12				138	82
12	Standard swale	44	4.9	3					15	100	53	45	25
41	Bioswale	44	142		6	0.1	50	50			17	40.3	22.5
45	Bioswale	50	27.4	2.6	1.52	4.3	33	33	71	0.2	8	20	10
31	Bioswale	53	8.8	2.8					25	9	1.5	15	7
13	Standard swale	67	4.6	3					14	100	51	45	15
51	Standard swale	67	39.6			1						4.2	1.4
49	Standard swale	69	39.6			1						4.2	1.3
48	Standard swale	70	39.6			1						4	1.2
17	Bioswale	71	65.5			1	≤ 50	≤ 50	256	8		2.8	0.8
8	Standard swale	73	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		24	6.6
50	Standard swale	73	39.6			1						4	1.1
38	Bioswale	75	20		1.5	2.1						111.1	27.8
16	Bioswale	78	65.5			1	≤ 50	≤ 50	435	9		4.6	1
10	Standard swale	79	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		82	17
40	Bioswale	80	106		3 to 6	0.8	50	50			14	10	2
37	Bioswale	81	40		2	2	50	50				70.2	13.3
7	Standard swale	82	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		24	4.4
18	Bioswale	83							372	4		4.5	0.8
9	Standard swale	85	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		82	12

Tableau 0.10 (Table S10) (continued)

ID	Type of swale	Pb_t ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Pb_t in (µg/L)	Pb_t out (µg/L)
39	Bioswale	87	54		1	2	50	50				443.8	59.7
36	Bioswale	89	40		1.5	2					30	46.3	5
42	Standard swale	89	100			1.6	14	17			40	4	0.5
43	Standard swale	90	50			1.6	14	17			40	8	0.7
44[(a)]	Bioswale	>50	57	2.6	1.52	4	33	33	148	0.2	8	20	<10
n	31	31	28	6	10	24	14	14	15	15	9	31	31
Min		-13	4.6	2.6	0.61	0.1	9	9	14	0	2	1.8	0.5
Mean		58	118.3	5.0	1.60	1.4	31	29	2353	65	28	43.8	13.6
Median		70	52.0	2.9	1.25	1.2	33	25	435	20	30	11.5	4.5
Max		90	1055.0	15.9	6.00	4.3	50	50	16775	192	53	443.8	82
Q1		41										4.1	1.2
Q3		81										46.3	15
IQR		40										42.2	13.8
Std		30	199.0	5.3	1.63	0.8	16	15	4291	71	19	82.9	21.4

[(a)]values not considered in the statistical analysis

Tableau 0.11 (Table S11). Characteristics of swales analyzed for total zinc (Zn_t)

ID	Type of swale	Zn_t ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Zn_t in (µg/L)	Zn_t out (µg/L)
12	Standard swale	-36	4.9	3					15	100	53	216	294
47	Standard swale	15	39.6			1						43.8	37.3
34	Standard swale	18	110	2.7		1	14	14	297	30		100.3	81.8
45	Bioswale	33	27.4	2.6	1.52	4.3	33	33	71	0.2	8	90	60
46	Standard swale	33	39.6			1						45.7	30.6
20	Standard swale	33	18	7.8	5.3	2			140	74		60	40
19	Bioswale	35	36.6	6.4		1.8	14	11	237	5		93.2	<61
13	Standard swale	45	4.6	3					14	100	51	216	118
29	Bioswale	48	85.3	3.1					260	3		50	30
49	Standard swale	54	39.6			1						43.8	20.2
14	Bioswale	56							1000	20		25.9	11.5
52	Wet swale	56	152.4									28.1	12.5
15	Bioswale	57							1180	20		25.9	11.1
50	Standard swale	57	39.6			1						45.7	19.6
51	Standard swale	60	39.6			1						43.8	17.6
41	Bioswale	64	142		6	0.1	50	50			17	203.5	72.6
44	Bioswale	64	57	2.6	1.52	4	33	33	148	0.2	8	110	40
48	Standard swale	64	39.6			1						45.7	16.5
11	Standard swale	72	10.4	1	0.15	1	33	33	10	0.4	30	72	19
30	Standard swale	72	85.3	3.1					260	3		50	20
57	Standard swale	75	1055	15.9		1.7	9	9	16775	16		129	32
43	Standard swale	78	50			1.6	14	17			40	117	25
38	Bioswale	81	20		1.5	2.1						402.8	78.2
42	Standard swale	82	100			1.6	14	17			40	90	16
31	Bioswale	84	8.8	2.8					25	9	1.5	104.9	17
8	Standard swale	85	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		440	67
37	Bioswale	85	40		2	2	50	50				265.1	38.5

Tableau 0.11 (Table S11) (continued)

ID	Type of swale	Zn_t ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Zn_t in (µg/L)	Zn_t out (µg/L)
7	Standard swale	86	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		440	61
18	Bioswale	87							372	4		165.7	21.7
39	Bioswale	87	54		1	2	50	50				513.3	67.8
9	Standard swale	89	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		510	54
17	Bioswale	89	65.5			1	≤ 50	≤ 50	256	8		147.3	16.7
10	Standard swale	90	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		510	52
36	Bioswale	91	40		1.5	2					30	360.8	30.7
56	Standard swale	91	356	14.9 to 19.5		0.7	12	12				347	32
40	Bioswale	94	106		3 to 6	0.8	50	50			14	402.7	22.9
16	Bioswale	96	65.5			1	≤ 50	≤ 50	435	9		245.6	10.6
n	37	37	34	12	13	28	17	17	21	21	11	37	36
Min		-36	4.6	1.0	0.15	0.1	9	9	10	0.2	1.5	25.9	10.6
Mean		64	106.0	4.5	1.76	1.5	30	28	1731	51	26.5	183.8	44.3
Median		72	52.0	3.0	1.50	1.4	33	25	260	16	30.0	110	30.7
Max		96	1055.0	15.9	6.00	4.3	50	50	16775	192	53.0	513.3	294
Q1		51										47.9	18.0
Q3		87										306.1	58.5
IQR		36										258.2	40.5
Std		28	182.4	4.0	1.81	0.9	15	15	3730	66	18.1	160.4	49.5

Tableau 0.12 (Table S12). Characteristics for swales analyzed for total copper (Cu_t)

ID	Type of swale	Cu_t ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Cu_t in (µg/L)	Cu_t out (µg/L)
11	Standard swale	-147	10.4	1	0.15	1	33	33	10	0.4	30	3.5	8.2
34	Standard swale	-57	110	2.7		1	14	14	297	30		25.5	40
31	Bioswale	-7	8.8	2.8					25	9	1.5	19.2	20.6
47	Standard swale	-4	39.6			1						10	10.4
45	Bioswale	0	27.4	2.6	1.52	4.3	33	33	71	0.2	8	10	10
14	Bioswale	1							1000	20		7.2	7.1
15	Bioswale	10							1180	20		7.2	6.5
12	Standard swale	18	4.9	3					15	100	53	66	54
46	Standard swale	26	39.6			1						10.6	7.9
19	Bioswale	29	36.6	6.4		1.8	14	11	237	5		17.7	12.6
20	Standard swale	48	18	7.8	5.3	2			140	74		50	26
13	Standard swale	52	4.6	3					14	100	51	66	32
52	Wet swale	53	152.4									5.3	2.5
41	Bioswale	55	142		6	0.1	50	50			17	37.4	16.9
42	Standard swale	60	100			1.6	14	17			40	30	12
49	Standard swale	61	39.6			1						10	3.9
43	Standard swale	63	50			1.6	14	17			40	30	11
48	Standard swale	64	39.6			1						10.6	3.8
51	Standard swale	66	39.6			1						10	3.4
38	Bioswale	69	20		1.5	2.1						65.3	20.4
50	Standard swale	69	39.6			1						10.6	3.3
10	Standard swale	71	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		70	20
9	Standard swale	73	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		70	19
39	Bioswale	74	54		1	2	50	50				65.4	16.7
17	Bioswale	75	65.5			1	≤ 50	≤ 50	256	8		23.3	5.9
37	Bioswale	76	40		2	2	50	50				37.4	8.8
36	Bioswale	79	40		1.5	2					30	39.7	8.5

Tableau 0.12 (Table S12) (continued)

ID	Type of swale	Cu_t ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Cu_t in (µg/L)	Cu_t out (µg/L)
18	Bioswale	81							372	4		26.6	5
16	Bioswale	83	65.5			1	≤ 50	≤ 50	435	9		34.2	5.8
8	Standard swale	86	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		56	7.9
7	Standard swale	87	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		56	7.1
40	Bioswale	88	106		3 to 6	0.8	50	50			14	42.6	4.9
44[(a)]	Bioswale	>0	57	2.6	1.52	4	33	33	148	0.2	8	<20.0	<10.0
n	32	32	30	9	13	26	15	15	18	18	11	32	32
Min		-147	4.6	1.0	0.15	0.1	14	11	10	0.2	1.5	3.5	2.5
Mean		44	67.4	3.5	1.76	1.5	32	30	1059	57.9	26.5	32.0	13.2
Median		62	40.0	2.8	1.50	1.4	33	25	276	20.0	30.0	28.3	8.7
Max		88	198.0	7.8	6.00	4.3	50	50	4310	192.0	53.0	70	54
Q1		20										10.2	5.8
Q3		75										54.5	18.5
IQR		55										44.3	12.7
Std		49	55.6	2.1	1.81	0.9	14	14	1523	68.4	18.1	22.5	11.5

[(a)]values not considered in the statistical analysis

Tableau 0.13 (Table S13). Characteristics of swales analyzed for total cadmium (Cd_t)

ID	Type of swale	Cd_t ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Cd_t in (µg/L)	Cd_t out (µg/L)
12	Standard swale	-567	4.9	3					15	100	53	<0.3	2
13	Standard swale	-467	4.6	3					14	100	51	<0.3	1.7
52	Wet swale	0	152.4									1	1
11	Standard swale	19	10.4	1	0.15	1	33	33	10	0.4	30	<1	<1
15	Bioswale	33							1180	20		0.1	0.2
41	Bioswale	40	142		6	0.1	50	50			17	0.8	0.5
9	Standard swale	46	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		1.3	0.7
31	Bioswale	50	8.8	2.8					25	9	1.5	3	1.5
10	Standard swale	54	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		1.3	0.6
14	Bioswale	67							1000	20		0.1	0.1
40	Bioswale	77	106		3 to 6	0.8	50	50			14	0.9	0.2
38	Bioswale	79	20		1.5	2.1						2	0.4
16	Bioswale	81	65.5			1	≤ 50	≤ 50	435	9		0.2	0
36	Bioswale	86	40		1.5	2					30	1	0.1
37	Bioswale	86	40		2	2	50	50				1.4	0.2
8	Standard swale	87	138		0.61	1.4	33	24	4310	192		3	0.4
17	Bioswale	88	65.5			1	≤ 50	≤ 50	256	8		0.2	0
39	Bioswale	88	54		1	2	50	50				2.4	0.3
7	Standard swale	90	198		0.61	1.4	33	25	3120	139		3	0.3
18	Bioswale	100							372	4		0.2	0
n	20	20	17	4	10	13.0	9	9	13	13	7	17	19
Min		-567	5	1.0	0.15	0.1	33	24	10	0.4	2	0.1	0
Mean		7	82	2.5	1.46	1.4	41	37	1397	72	28	1.3	0.5
Median		72	66	2.9	0.81	1.4	33	33	435	20	30	1	0.3
Max		100	198	3.0	6.00	2.1	50	50	4310	192	53	3	2
Q1		35										0.2	0.1
Q3		87										2.2	0.7

Tableau 0.13 (Table S13) (continued)

ID	Type of swale	Cd_t ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Cd_t in (µg/L)	Cd_t out (µg/L)
IQR		52										2.0	0.6
Std		182	68	1.0	1.69	0.6	9	13	1684	74	19	1	0.6

Tableau 0.14 (Table S14). Characteristics of swales analyzed for dissolved lead (Pb_d)

ID	Type of swale	Pb_d ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Pb_d in (µg/L)	Pb_d out (µg/L)
34	Standard swale	-9	110	2.7		1	14	14	297	30		0.2	0.2
14	Bioswale	0							1000	20		0.6	0.6
15	Bioswale	0							1180	20		0.6	0.6
58	Standard swale	0	53									9	9
41	Bioswale	45	142		6	0.1	50	50			17	4.1	2.3
37	Bioswale	58	40		2	2	50	50				11.5	4.9
38	Bioswale	62	20		1.5	2.1						17.3	6.6
40	Bioswale	76	106		3 to 6	0.8	50	50			14	2	0.5
39	Bioswale	78	54		1	2	50	50				81.0	17.8
36	Bioswale	94	40		1.5	2					30	29.7	1.8
n	10	10	8	1	5	7	5	5	3	3	3	10	10
Min		-9	20		1	0.1	14	14	297	20	14.3	0.2	0.2
Mean		40	71		2	1.4	43	43	826	23	20.3	15.6	4.4
Median		52	54		2	2.0	50	50	1000	20	16.5	6.6	2.1
Max		94	142		6	2.1	50	50	1180	30	30.0	81	17.8
Q1		0										0.6	0.6
Q3		77										20.4	7.2
IQR		77										19.8	6.6
Std		39	43		2	0.8	16	16	467	6	8.5	24.8	5.6

Tableau 0.15 (Table S15). Characteristics of swales analyzed for dissolved zinc (Zn_d)

ID	Type of swale	Zn_d ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Zn_d in (µg/L)	Zn_d out (µg/L)
34	Standard swale	20	110	2.7		1	14	14	297	30		29.8	23.8
19	Bioswale	33	36.6	6.4		1.8	14	11	237	5		<24.4	<16.4
41	Bioswale	45	142		6	0.1	50	50			17	61	33.8
39	Bioswale	64	54		1	2	50	50				134.5	48.3
14	Bioswale	67							1000	20		18.4	6.1
15	Bioswale	68							1180	20		18.4	5.8
38	Bioswale	69	20		1.5	2.1						168	51.4
37	Bioswale	76	40		2	2	50	50				115.4	27.2
58	Standard swale	86	53									22	3
36	Bioswale	90	40		1.5	2					30	221.8	21.3
40	Bioswale	96	106		3 to 6	0.8	50	50			14	296.4	11.3
n	11	11	9	2	5	8	6	6	4	4	3	10	10
Min		20	20.0		1.00	0.1	14	11	237	5	14.3	18.4	3
Mean		65	66.8		2.40	1.5	38	38	679	19	20.3	108.6	23.2
Median		68	53.0		1.50	1.9	50	50	649	20	16.5	88.2	22.6
Max		96	142.0		6.00	2.1	50	50	1180	30	30.0	296.4	51.4
Q1		45										21.1	6.0
Q3		86										181.5	37.4
IQR		41										160.4	31.4
Std		24	41.8		2.04	0.7	19	19	481	10	8.5	96.9	17.3

Tableau 0.16 (Table S16). Characteristics of swales analyzed for dissolved copper (Cu_d)

ID	Type of swale	Cu_d ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Cu_d in (µg/L)	Cu_d out (µg/L)
34	Standard swale	-223	110	2.7		1	14	14	297	30			
15	Bioswale	-25							1180	20		5.1	6.4
14	Bioswale	-12							1000	20		5.1	5.7
58	Standard swale	17	53									6	5
19	Bioswale	20	36.6	6.4		1.8	14	11	237	5		6.3	5
41	Bioswale	44	142		6	0.1	50	50			17	16.9	9.5
39	Bioswale	54	54		1	2	50	50				27	12.5
38	Bioswale	61	20		1.5	2.1						31.5	12.4
37	Bioswale	62	40		2	2	50	50				16.9	6.4
36	Bioswale	75	40		1.5	2					30	28.2	6.9
40	Bioswale	91	106		3 to 6	0.8	50	50			14	26.2	2.4
n	11	11	9	2	5	8	6	6	4	4	3	10	10
Min		-223	20.0		1.00	0.1	14	11	237	5	14.3	5.1	2.4
Mean		15	66.8		2.40	1.5	38	38	679	19	20.3	16.9	7.2
Median		44	53.0		1.50	1.9	50	50	649	20	16.5	16.9	6.4
Max		91	142.0		6.00	2.1	50	50	1180	30	30.0	31.5	12.5
Q1		-12										5.8	5.0
Q3		62										27.3	10.2
IQR		74										21.5	5.2
Std		87	41.8		2.04	0.7	19	19	481	10	8.5	10.7	3.3

Tableau 0.17 (Table S17). Characteristics of swales analyzed for dissolved cadmium (Cd_d)

ID	Type of swale	Cd_d ER (%)	Length (m)	Top width or average width (m)	Bottom width (m)	Centerline slope (%)	Side slope 1 (%)	Side slope 2 (%)	Swale area (m²)	Discharge ratio (%)	Surface depth (cm)	Cd_d in (µg/L)	Cd_d out (µg/L)
38	Bioswale	48	20		1.5	2.1						1	0.4
37	Bioswale	72	40		2	2	50	50				0.4	0.1
39	Bioswale	81	54		1	2	50	50				1.3	0.2
36	Bioswale	84	40		1.5	2					30	0.8	0.1
40	Bioswale	100	106		3 to 6	0.8	50	50			14	0.5	0
n	5	5	5	0	4	5	3	3	0	0	2	5	5
Min		48	20.0		1.00	0.8	50	50				0.4	0
Mean		77	52.0		1.50	1.8	50	50				0.8	0.2
Median		81	40.0		1.50	2	50	50				0.8	0.1
Max		100	106.0		2.00	2.1	50	50				1.3	0.4
Q1		60										0.5	0.1
Q3		92										1.2	0.3
IQR		32										0.7	0.2
Std		19	32.5		0.41	0.5	0	0				0.4	0.2

Tableau 0.18 (Table S18). Comparisons of the distributions of ER between swales fed by single inflow and swales fed by lateral inflow

ER		Single inflow vs lateral inflow[a] ($n_{single\ inflow} - n_{lateral\ inflow}$)
TSS	*p*	*0.8441*
	$(n_1 - n_2)$[b]	(20 – 36)
TP	*p*	*0.6186*
	$(n_1 - n_2)$	(18 –31)
DP	*p*	*0.7112*
	$(n_1 - n_2)$	(11 – 16)
TN	*p*	*0.7641*
	$(n_1 - n_2)$	(6 – 25)
TKN	*p*	*0.1611*
	$(n_1 - n_2)$	(9 – 17)
NO_x^--N	*p*	*0.8326*
	$(n_1 - n_2)$	(7 – 12)
NO_3-N	*p*	*0.4875*
	$(n_1 - n_2)$	(5 – 14)
Pb_t[c]	*p*	***0.0009*** ***
	$(n_1 - n_2)$	**(9 – 21)**
Zn_t	*p*	*0.3073*
	$(n_1 - n_2)$	(14 – 22)
Cu_t	*p*	*0.3859*
	$(n_1 - n_2)$	(11 – 20)
Cd_t	*p*	*0.1759*
	$(n_1 - n_2)$	(7 – 12)

[a]The distributions of ER between swales fed by single inflow and swales fed by lateral inflow were compared using the Mann-Whitney U test (first test)

[b]n_1 = number of swales fed by single inflow; n_2 = number of swales fed by lateral inflow

[c]When the first test was positive ($p < 0.05$), the distributions of influent concentrations were compared using the Mann-Whitney U test: for Pb_t, *p = 0.2475*

***$p<0.001$*

Tableau 0.19 (Table S19). Comparisons of ERs related to swales with distinct soil material to highlight potential effect of materials on swale efficiency

ER		Kruskal-Wallis test(a)
TSS	Material (n(b))	R(c) (2), S(d) (1), LS(e) (1), SAL(f) (10), SACL(g) (2), SL(h) (4), SC(i) (2)
	p	0.5814
	Summary	No significant difference (Ns), no post test
TP	Material (n)	R (1), S (1), SAL (10), SACL (2), SL (4), SC (2)
	p	0.3479
	Summary	Ns, no post test
DP	Material (n)	S (1), SACL (1), SL (1)
	p	0.3679
	Summary	Ns, no post test
TN	Material (n)	S (1), SAL (7), SACL (2), SL (1), SC (2)
	p	0.2108
	Summary	Ns, no post test
TKN	Material (n)	SAL (7), SACL (2), SL (3)
	p	0.0433*
	Summary	Post test(j). SAL vs. SACL: p≥0.05; SAL vs. SL: p≥0.05; SACL vs. SL: p≥0.05
NOx--N	Material (n)	S (1), SAL (3), SACL (2), SL (1), SC (1)
	p	0.3078
	Summary	Ns, no post test
NO3-N		Not done (only two distinct filler compositions)
Pb_t		Not done (only two distinct filler compositions)
Zn_t	Material (n)	R (1), SAL (4), SACL (1), SL (3)
	p	0.1033
	Summary	Ns, no post test
Cu_t	Material (n)	SAL (4), SACL (1), SL (3)
	p	0.0541
	Summary	Ns, no post test
Cd_t	Material (n)	SAL (4), SACL (1), SL (3)
	p	0.1289
	Summary	Ns, no post test

[a]The Kruskall Wallis test compares the means of ER between three or more unmatched soil materials; [b]number of swales; [c]R = rocks; [d]S = sand; [e]LS = loamy sand; [f] SAL = sandy loam; [g]SACL = sandy clay loam; [h]SL = silt loam; [i]SC = silty clay; [j]Dunn's test (test post hoc) was used to determine which of the filler composition pairs are significantly different; $^{*}p<0.05$

Tableau 0.20 (Table S20). Comparisons of the distributions of ER between grassed and planted swales

ER		Grassed swales vs Planted swales[a] ($n_{grassed\ swale} - n_{planted\ swale}$)
TSS	*p*	*0.5987*
	$(n_1 - n_2)$[b]	(43 – 11)
TP	*p*	*0.5519*
	$(n_1 - n_2)$	(38 –9)
DP	*p*	***0.0491**[c]*
	$(n_1 - n_2)$	**(24 – 3)**
TN	*p*	*0.4383*
	$(n_1 - n_2)$	(25 – 6)
TKN	*p*	*0.0699*
	$(n_1 - n_2)$	(22 – 4)
NO_x^--N	*p*	*0.0642*
	$(n_1 - n_2)$	(15 – 4)
NO_3-N	*p*	*ND*[d]
	$(n_1 - n_2)$	
Pb_t[c]	*p*	*0.2360*
	$(n_1 - n_2)$	(23 – 6)
Zn_t	*p*	*0.6571*
	$(n_1 - n_2)$	(27 – 6)
Cu_t	*p*	*0.4839*
	$(n_1 - n_2)$	(24 – 6)
Cd_t	*p*	*0.5738*
	$(n_1 - n_2)$	(12 – 6)

[a]The distributions of ER between grassed and planted swales were compared using the Mann-Whitney U test (first test)

[b]n_1 = number of grassed swales; n_2 = number of planted swales

[c]When the first test was positive ($p < 0.05$), the distributions of influent concentrations were compared using the Mann-Whitney U test: for DP, ***p = 0.0406****

[d]Not done ($n_2 < 3$)

*$p < 0.05$

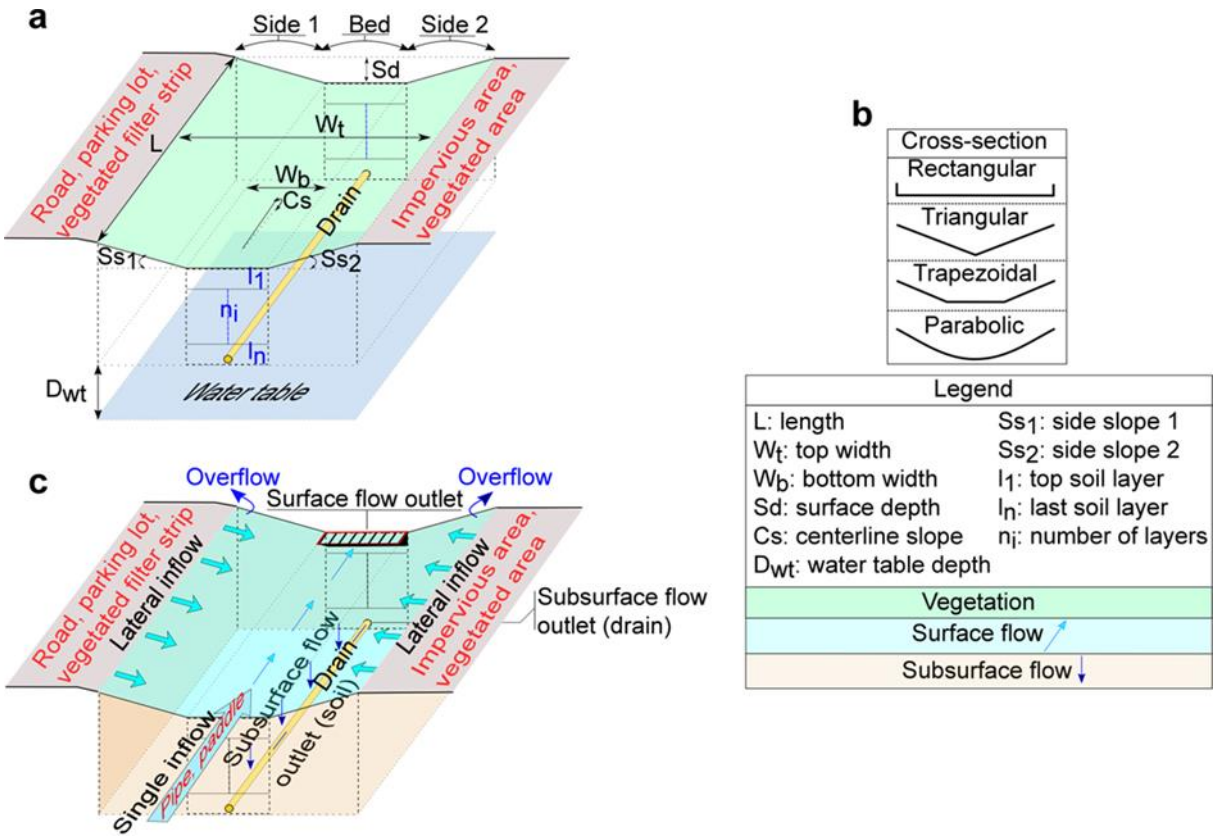


Figure 0.1 (Figure S1). Descriptive schemes introducing a. swale design characteristics, b. range of cross-section shapes and c. swale distribution of flows

2. **Matériel supplémentaire du chapitre 5**

S1. Pluviometry analysis and pilot test events

Three distinct inflow flow-rates were chosen to feed the pilot swales with semi-synthetic runoff during 2 h. The two lowest rates, 0.14 L/s and 0.27 L/s events, aimed to mimic frequent storm events at both swale inlets. The purpose of these tests is to assess the treatment efficiency of the swales with the type of event which contributed to the major part of the contaminant fluxes (Tedoldi et al., 2017). Furthermore, the highest flow rate, 0.8 L/s event, provided to evaluate the treatment performance of the standard swale on the basis of a more contrasted hydraulic pattern between runoff conveyance and infiltration. The corresponding runoff depth of each test was calculated using the rational method (Winston et al., 2017) (Table S1). For this purpose, a fictive contributing drainage area of 200 m², with a 0.9 runoff coefficient, has been chosen to reach an approximate ratio of 10 in comparison with the swale area.

Tableau 0.21 (Table S1). Hydraulic characteristics of the artificial 'test' events supplying the pilot swales during 2 h

Type of storm event	Inflow flow-rate	Corresponding runoff depth over a 200 m² surface (IC[a] = 90%)	Facility supplied with the corresponding test event
Frequent storm events	0.14 L/s	5.6 mm	Standard swale, Filtering swale
	0.27 L/s	10.8 mm	Standard swale, Filtering swale
Moderate - major storm event	0.8 L/s	32 mm	Standard swale

[a]Impervious cover

In order to put into perspective the calculated runoff depth in Nantes rainfall pattern, a pluviometry analysis was carried out from a 5-min resolution rainfall time series; this dataset covers the period 2006 - 2016 in Nantes (Figure S1). The beginning and the end of each event were defined by rainless intervals of more than 1 h (i.e., minimum inter-event time (MIT) = 1 h) (Dunkerley, 2008). Over the investigated period, about 40% and 65% of the total rainwater were generated by rainfall depths ≤ 5.6 mm and ≤ 10.8 mm, respectively (Figure S1); these results attest that the smallest pilot test events could be considered as substantial contributors to the total run-in volume for real facilities. By contrast, very few rainfall depths were higher than 30 mm; this ascertains the scarcity of the more intense pilot test event (32 mm).

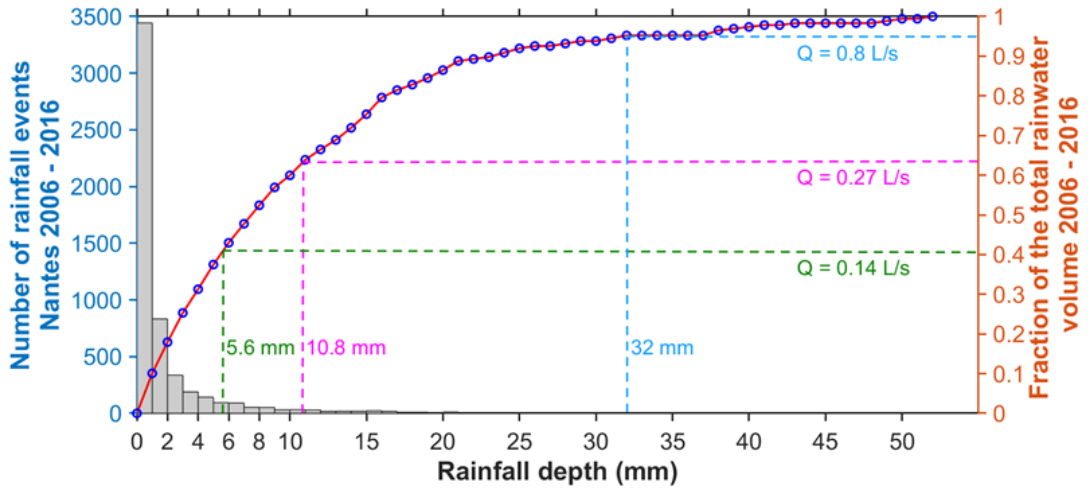


Figure 0.2 (Figure S1). Runoff depths of pilot test events, histogram of the rainfall depths recorded in Nantes during the period 2006 - 2016, and contribution to the total rainwater volume (red curve)

S2. Description of the runoff simulator

A specific irrigation system mainly made of PVC was designed to supply the pilot swales with semi-synthetic stormwater (Figure S3).

A PVC tank of 7 m^3 was equipped with a bypass pipe to ensure a constant hydraulic head above the piping network. Two sump pumps were used to thoroughly mix stormwater with chemicals during a test (Figure S2). Roof runoff from a 200 m^3 retention pond was used to fill the 7 m^3 tank.

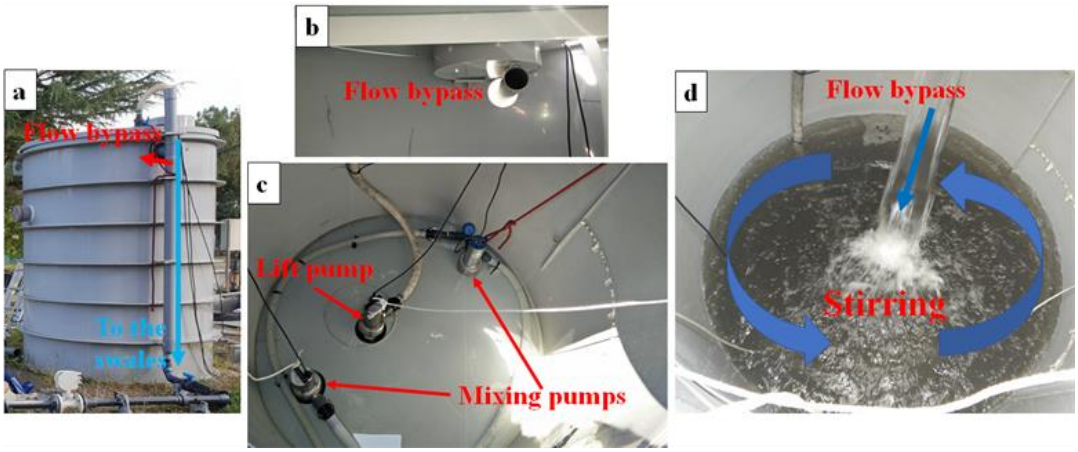


Figure 0.3 (Figure S2). Stormwater tank of 7 m3 equipped with pumps and a flow bypass to ensure thorough mixing. a Photograph of the PVC tank. b Photograph of the bypass pipe (inside the tank). c Photograph of the pumps. d Photograph of the stormwater stirred by both the pumps and the backflow from the bypass pipe

During a test, the runoff flow-rate in the mainline was manually adjusted with a knife gate valve on the basis of the flow-rate value given by the electromagnetic flowmeter (FEM) (Figure S3). Two lateral pipes were connected to the mainline. They were equipped with quarter-turn ball valves to manually set the direction of inflows (i.e., upstream inflows or lateral inflows) and to adjust the water distribution

between the two branch pipes in order to fed the swales with two inflows of an equal magnitude. In addition, flows in the branches were adjusted using the measurements from a second FEM (Figure S3).

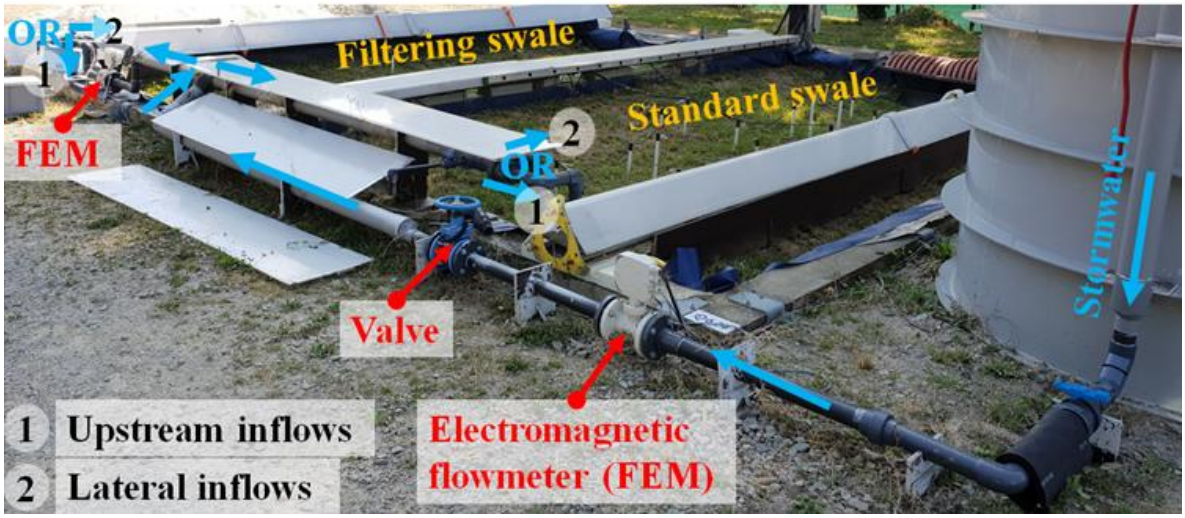


Figure 0.4 (Figure S3). Photograph of the piping system designed to supply the pilot with artificial runoff events

For each swale, two PVC pipes with 2.4 mm-diameter holes were attached to the end of the pipping branches. The first type of PVC pipe was placed at the upstream end of the swale to produce longitudinal 1 m-long sheet flow (Figure S4 a). The second type of PVC pipe was placed at the top of one swale side to produce 5.5 m-long sheet flow (Figure S4 b). Regarding overflows, they were drained at the end of the standard swale by a PVC gutter (Figure S4 c). The filtering swale did not discharge overflows.



Figure 0.5 (Figure S4). Runoff simulator and surface runoff drainage system. a The runoff simulator generated longitudinal inflows at the upstream end. b The runoff simulator generated lateral inflows along the swale channel. c The gutter drained non infiltrated flow at the downstream end (standard swale)

S3. Water collection system

A specific system was designed to accurately measure effluent flow-rates and to collect composite water samples (Figure S5).

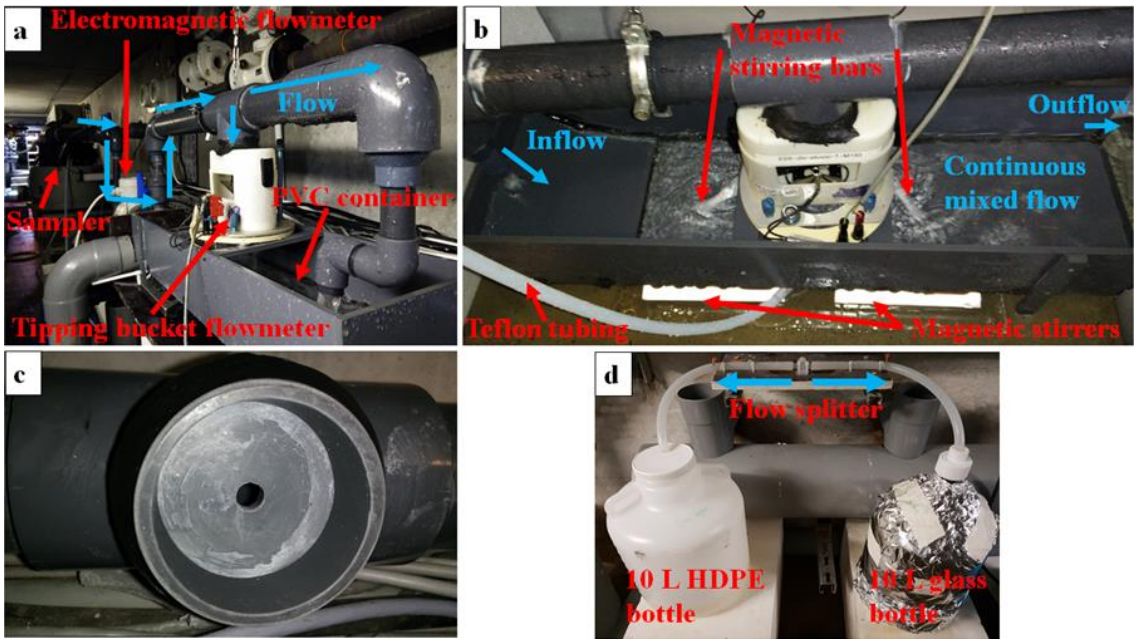


Figure 0.6 (Figure S5). Specific facility designed to measure effluent flow-rates and to collect composite water samples. a Photograph of the facility. b Photograph of the PVC container continuously supplied with swale outflows. c Photograph of the aperture (diameter = 8 mm) in the PVC pipe connected to the tipping bucket flowmeter; this restricts the maximum flow-rates discharged into the bucket. d Photograph of the water sampling system; flows are equally split downstream the automatic sampler between a 10 L HDPE bottle and a 10 L glass bottle

S4. Running a pilot test event with organic micropollutants - sediment

Before the beginning of a test event with organic micropollutants, stock solutions were carefully prepared using specific solvent and chemicals (Table S2). A sediment solution was also prepared for the tests designed to evaluate the treatment efficiency of the particle-associated fraction of pollutants (Table S2). After that, the 7 m^3 tank was accurately filled with a 5.5 m^3 volume of stormwater by using an electromagnetic flowmeter. In order to optimize their mixing, the PAH and pesticide solutions were added when the tank was half-full. Regarding sediments, a specific spiking system was designed to severely reduce the sedimentation risk that would occur if the sediment-water mixture came from the main tank (Figure S6).

Tableau 0.22 (Table S2). Details about spiking solutions

Stock solution	Contaminant species	Solvent - container material	Chemicals used to prepare stock solutions *Chemical preparation of stock solutions*
Sediment solution	TSS	Roof runoff - Polyethylene	Dried sieved sediment[a] from a stormwater pit *160 L stormwater + 561 g of sediment (WC[b] ≈ 4 %)*
PAH solution	Pyrene Phenanthrene	Methanol[c] - glass	Pyrene for synthesis, 97%, Merck, Germany Phenanthrene for synthesis, 97%, Merck, Germany *20 mg dissolved in 100 mL of methanol*
Pesticide solution	Glyphosate	Ultrapure water - glass	ROUNDUP® 3PLUS, 170 g/L acidic glyphosate, Monsanto, Belgium *100 µL of ROUNDUP® dissolved in 500 mL of ultrapure water*

[a]Sediments were sieved at 2 mm; [b]Water content (mass/mass); [b]Methanol for analysis, EMSURE® ACS, ISO, Reag. Ph Eur

Tableau 0.23 (Table S3). Overview of chemical and hydraulic conditions for pilot test events (n = number of tests)

Runoff composition	Standard swale	Filtering swale
Roof runoff	0.14 L/s (n = 3, upstream inflows) 0.27 L/s (n = 6, 3 x upstream inflow and 3 x lateral inflows) 0.8 L/s (n = 3, upstream inflows)	0.14 L/s (n = 3, upstream inflows) 0.27 L/s (n = 6, 3 x upstream inflow and 3 x lateral inflows)
Roof runoff + organic micropollutants	0.27 L/s (n = 6, 3 x upstream inflow and 3 x lateral inflows)	0.27 L/s (n = 6, 3 x upstream inflow and 3 x lateral inflows)
Roof runoff + organic micropollutants + sediment	0.27 L/s (n = 2[a], upstream inflows)	0.27 L/s (n = 3, upstream inflows)

[a]Results of the third test were not considered because of technical concerns

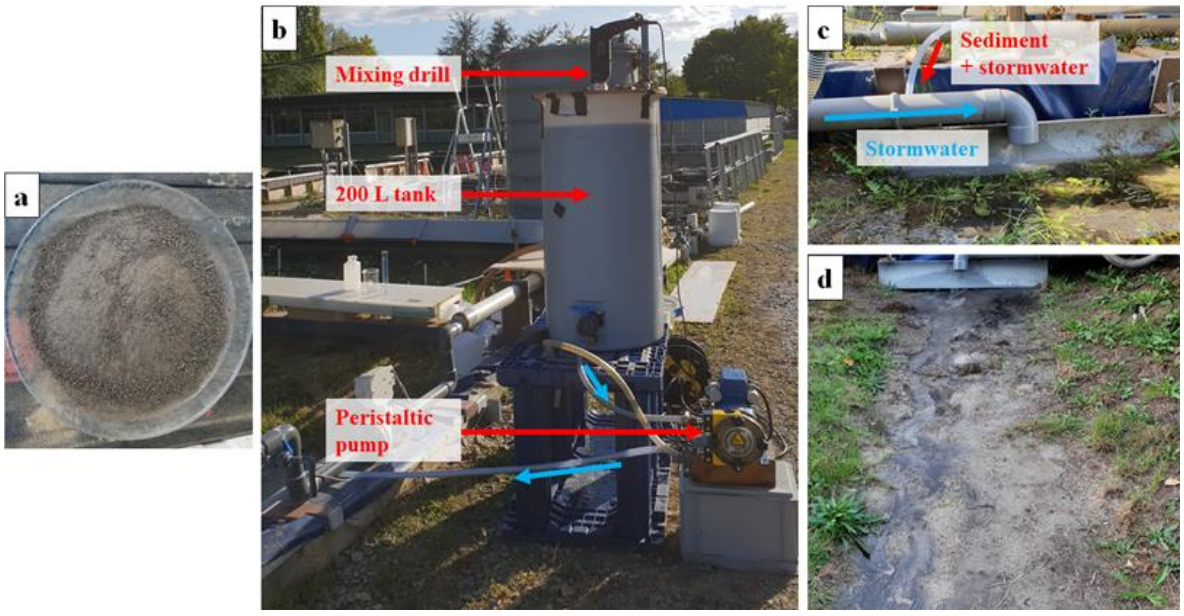


Figure 0.7 (Figure S6). TSS spiking system. a Photograph of the 561 g dried sediment added in the 200 L polyethylene tank. b Photograph (overview) of the TSS spiking system during a test: TSS solution was continuously stirred by a mixing drill and a peristaltic pump (69 L/h) was used to feed the swale. c TSS solution was diluted in stormwater incoming from the 7 m^3 tank. d Photograph of the upstream flows spiked with TSS, pyrene, phenanthrene and glyphosate (filtering swale)

Tableau 0.24 (Table S4). Contaminant target concentrations in semi-synthetic runoff and observed concentrations at swale inlets. The observed concentrations for pyrene, phenanthrene and glyphosate were the total concentrations quantified in the synthetic runoff with no TSS added

Substance	Target concentration after dilution	Observed concentration (mean ± standard deviation)
TSS (mg/L)	240	146 ± 19 (n = 5)
Pyrene (µg/L)	3.6	2.251 ± 0.237 (n = 6)
Phenanthrene (µg/L)	3.6	2.309 ± 0.453 (n = 6)
Glyphosate (µg/L)	6.0	4.703 ± 1.988 (n = 6)

S5. Initial contamination of the swale materials

Trace metal, pyrene and phenanthrene contents in swale materials at the beginning of the study are given in Table S5.

Tableau 0.25 (Table S5). Initial contamination of the swale materials for trace metals and the 16 priority PAHs according to US-EPA

Micropollutant (mg/kg)	Silt loam	Sand	Gravel	Quality standards for unpolluted soil
As	48 ± 6 (n = 10)	1.1 ± 0.2 (n = 3)	5.9 ± 1.5 (n = 3)	10 - 20[β]
Ba	500 ± 6 (n = 10)	270 ± 8 (n = 3)	358 ± 103 (n = 3)	
Cd	< 0.1 (n = 10)	< 0.1 (n = 3)	< 0.1 (n = 3)	0.5[α]; 0.4 - 1.5[β]; 2[ω]
Co	32 ± 2 (n = 10)	64 ± 22 (n = 3)	< 40 (n = 3)	
Cr	57 ± 1 (n = 10)	2.7 ± 0.2 (n = 3)	299 ± 34 (n = 3)	50[α]; 30 - 100[β]; 150[ω]
Cu	23 ± 1 (n = 10)	1.1 ± 0.2 (n = 3)	4.2 ± 0.3 (n = 3)	30[α]; 20 - 60[β]; 100[ω]
Mo	< 0.4 (n = 10)	< 0.4 (n = 3)	22 ± 3 (n = 3)	
Ni	24 ± 1 (n = 10)	1.7 ± 0.5 (n = 3)	11 ± 4 (n = 3)	15 - 70[β]; 50[ω]
Pb	35 ± 3 (n = 10)	12 ± 0.5 (n = 3)	18 ± 4 (n = 3)	40[α]; 40 - 100[β]; 100ω
Sr	68 ± 2 (n = 10)	34 ± 1.0 (n = 3)	11 ± 3 (n = 3)	
V	66 ± 1 (n = 10)	25 ± 3.0 (n = 3)	4.1 ± 0.5 (n = 3)	
Zn	75 ± 2 (n = 10)	2.6 ± 0.1 (n = 3)	3.9 ± 1.1 (n = 3)	100[α]; 60 - 200[β]; 300[ω]
Pyrene	0.077 - 0.085 (n = 2)	< 0.010		
Phenanthrene	0.041 - 0.046 (n = 2)	< 0.010		
∑16 PAHs	< 0.657 - < 0.682 (n =2)	< 0.160		3[β]

[α]Denmark – see (Ingvertsen et al., 2012b)

[β]Germany – lowest value for sandy soils, highest for clay soils; see (Ingvertsen et al., 2012b)

[ω]France – maximal trace metal concentrations for spreading of sewage sludge (decree 8th of January 1998)

S6. Field blanks

Tableau 0.26 (Table S6). Risk assessment of the contamination of samples from the water collection systems (automatic sampler and associated tubing + PVC pipe) – global parameters

Global parameters	Tap water	Standard swale		Filtering swale
		Overflow PVC pipe + sampler	Subsurface PVC pipe + sampler	Subsurface PVC pipe + sampler
pH	8.1	8.1	8.1	8.1
EC (µS/cm)	459	459	460	458
TSS (mg/l)	< 2	< 2	< 2	< 2

Tableau 0.27 (Table S7). Risk assessment of the contamination of samples from the water collection systems (automatic sampler and associated tubing + PVC pipe) – trace metals

Contaminant µg/L	Dissolved phase				Particulate (trace metal) or total (organic micropollutant) phase			
	Tap water	Standard swale		Filtering swale	Tap water	Standard swale		Filtering swale
		Overflow PVC pipe + sampler	Subsurface PVC pipe + sampler	Subsurface PVC pipe + sampler		Overflow PVC pipe + sampler	Subsurface PVC pipe + sampler	Subsurface PVC pipe + sampler
As	0.27	0.27	0.29	0.26	< 0.05	< 0.05	0.07	< 0.05
Ba	0.040	0.039	0.040	0.040	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005
Cd	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0.02
Co	0.08	0.08	0.09	0.1	< 0.05	< 0.05	0.06	0.12
Cr	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	1.1	3.2	3.4	1.9
Cu	0.6	0.5	0.6	0.7	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1
Mo	0.39	0.36	0.39	0.38	< 0.05	< 0.05	< 0.05	< 0.05
Ni	2.1	3.1	2	1.9	< 0.5	1	0.6	0.6
Pb	< 0.1	< 0.1	0.2	0.1	< 0.1	< 0.1	0.6	0.2
Sr	131.3	127.4	129.6	130.2	< 0.5	< 0.5	0.7	< 0.5
V	0.15	0.14	0.17	0.18	< 0.05	< 0.05	0.11	0.08
Zn	2	2	2	2	< 2	2	< 2	< 2
Pyrene					< 0.005	0.007	0.006	0.03
Phenanthrene					0.026	0.024	0.029	0.012
Glyphosate					< 0.03	< 0.03	0.056	< 0.03
AMPA					< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03

Tableau 0.28 (Table S8). Field blank tests using roof runoff in order to assess the soil leaching potential with respect to organic micropollutants

Micropollutant	Roof runoff	Standard swale		Filtering swale
		Overflow	Subsurface outflow	Subsurface outflow
Pyrene (µg/L)	0.001 (n = 3)	< 0.001 - 0.001 (n = 3)	< 0.001 (n = 3)	< 0.001 (n = 3)
Phenanthrene (µg/L)	< 0.005 (n = 3)	< 0.005 (n = 3)	< 0.005 (n = 3)	< 0.005 (n = 3)
Glyphosate (µg/L)	< 0.03 (n = 1)	< 0.03 (n = 1)	< 0.03 (n = 1)	< 0.03 (n = 1)
AMPA (µg/L)	< 0.03 (n = 1)	< 0.03 (n = 1)	< 0.03 (n = 1)	< 0.03 (n = 1)

S7. Amount of natural precipitation occurring just before and/or during a simulated runoff test

Rain episodes on the pilot was continuously monitored by a system of two rain gauges which was developed by the CSTB (Flori, 2016). Briefly, rain intensity is recorded to a step time of 30 seconds with a resolution on rain depth of 0.02 mm. Among the 21 simulating runoff events, only 5 events were affected by rainfall (Table S9).

Tableau 0.29 (Table S9). Characteristics of the rain events that occurred just before or during pilot test events

Test		Rainwater					
Date	Condition	Before the test [-24h, 0h]		During a simulated event [beginning, end of the water sampling]			
				Standard swale		Filtering swale	
		mm	L	mm	L	mm	L
28/03/2018	0.27 L/s upstream	11.8[a]	331	2.4	68	0	0
05/04/2018	0.27 L/s upstream	2.6	71	0	0	0	0
16/04/2018	0.14 L/s upstream	1.2	34	0	0	0	0
24/05/2018	0.27 L/s lateral	0	0	0.05	1.4	0.03	0.9
18/06/2018	0.27 L/s upstream	0.83	23	0	0	0	0

[a]End of rainfall registered 3h40 before the start of the artificial runoff event

S8. Initial conditions

Tableau 0.30 (Table S10). Initial outflow rate conditions (outflow just before the beginning of the test/maximum outflow during the test)

Inflow rate	Outflow condition (% maximum outflow rate observed during the test)			
	Standard swale		Filtering swale	
	Upstream	Lateral	Upstream	Lateral
Q = 0.27 L/s	1.1 ± 0.9 (n = 8)	0.7 ± 0.3 (n = 6)	0.3 ± 0.4 (n = 8)	0.2 ± 0.1 (n = 6)
Q = 0.14 L/s	1.6 ± 0.7 (n = 3)		0.4 ± 0.2 (n = 3)	
Q = 0.8 L/s	1.3 ± 0.6 (n = 3)			

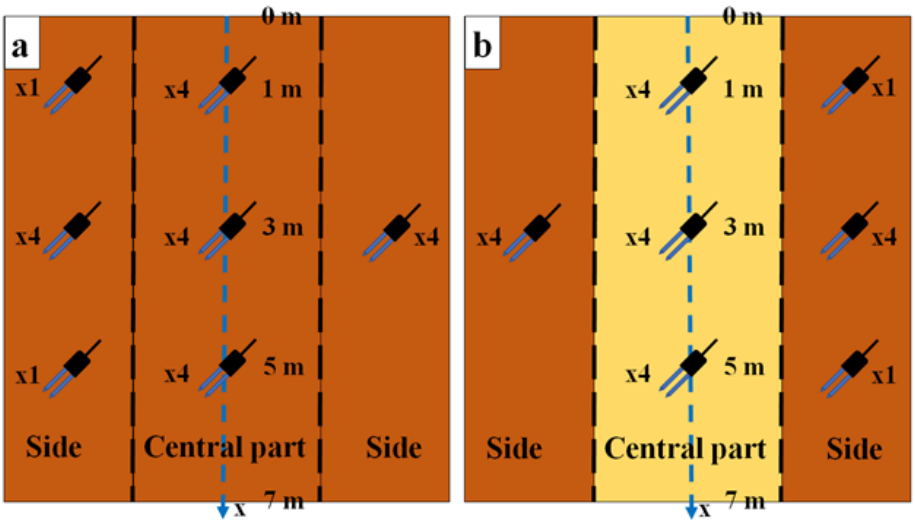


Figure 0.8 (Figure S7). Location of the soil moisture sensors in the pilot swales (plan view). a standard swale. b filtering swale

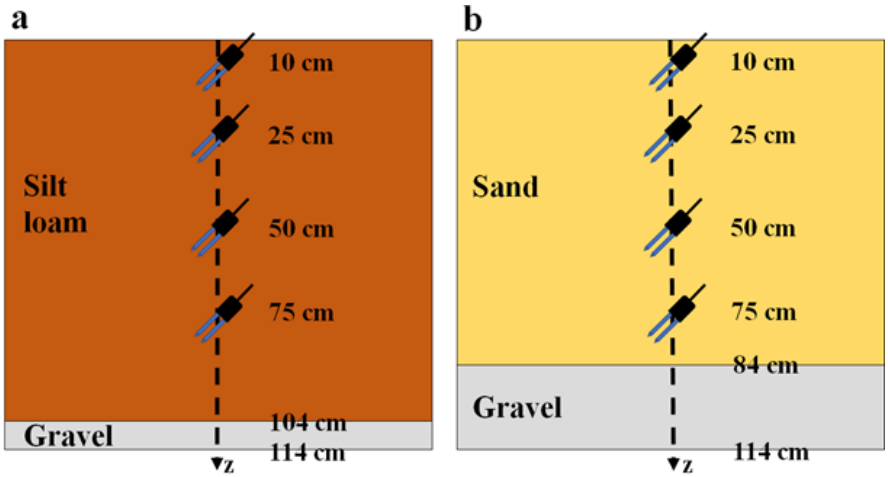


Figure 0.9 (Figure S8). Location of the soil moisture sensors in the central parts of the pilot swales (side view). a standard swale. b filtering swale

The effective water saturation of the central part of the swale has been estimated using the Van Genuchten equation, following the method developed by Rujner et al. (2018a). To calculate the effective saturation, the saturated water content of each soil was set to its porosity and the residual water content was set to 0.015 $m^3.m^{-3}$ for the silt loam and to 0.02 $m^3.m^{-3}$ for the sand (Rawls et al., 1982).

Tableau 0.31 (Table S11). Initial effective water saturation for the central parts of both the standard swale and the filtering swale (mean ± standard deviation)

Inflow	Effective water saturation (%)			
	Standard swale		Filtering swale	
	Upstream	Lateral	Upstream	Lateral
Q = 0.27 L/s	71.5 ± 8.0 (n = 8)	74.0 ± 8.1 (n = 6)	15.5 ± 7.9 (n = 8)	14.2 ± 5.7 (n = 6)
Q = 0.14 L/s	77.4 ± 1.1 (n = 3)		12.4 ± 1.2 (n = 3)	
Q = 0.8 L/s	77.9 ± 1.4 (n = 3)			

S9. Water balances

Tableau 0.32 (Table S12). Water balance of the pilot swales

Parameter	Inflow		Outflow					
			Standard swale				Filtering swale	
			Upstream		Lateral		Upstream	Lateral
	Upstream	Lateral	Overflow	Subsurface	Overflow	Subsurface		
V (L) Q = 0.14 L/s	1013 ± 20 (n = 6)		371 ± 46 (n = 3)	600 ± 0 (n = 3)			963 ± 10 (n = 3)	
V (L) Q = 0.27 L/s	1943 ± 57 (n = 17)	1985 ± 42 (n = 12)	1049 ± 285 (n = 8)	750 ± 95 (n = 8)	824 ± 152 (n = 6)	887 ± 87 (n = 6)	1818 ± 52 (n = 9)	1580 ± 60 (n = 6)
V (L) Q = 0.8 L/s	5662 ± 152 (n = 3)		4618 ± 240 (n = 3)	1022 ± 32 (n = 3)				

V = volume

S10. Representativeness of the water samples regarding the hydraulic responses of the swales

Tableau 0.33 (Table S13). Median (minimum, maximum) values observed for sampling efficiency; each sampler location is considered.

Parameter	Standard swale		Filtering swale
	Overflow	Subsurface	
% sampling event volume **median** (min, max)	**98** (79, 100) n = 20	**102** (87, 108) n = 20	**102** (94, 106) n = 21

S11. Trace metal removal for the runoff events marked by low TSS concentrations

Total trace metal concentration and mass reductions are given in Table S10 and Table S11, respectively.

Tableau 0.34 (Table S14). Mean (minimum, maximum) values observed for TSS and total trace metal concentration reductions by the standard swale and the filtering swale; the swales were supplied with 0.27 L/s runoff events. Mean (minimum, maximum) values observed for untreated stormwater are also given.

	Inflow µg/L (metal) mg/L (TSS) (n = 12)	Standard swale				Filtering swale	
		Upstream (n= 6)		Lateral (n = 6)		Upstream (n =6)	Lateral (n =6)
		Overflow	Subsurface	Overflow	Subsurface		
TSS	2 (< 2, 3)	-700 (-2600, 0)	-2817 (-5900, -600)	-144 (-300, -33)	-2261 (-4500, -733)	-2033 (-3600, -800)	-1661 (-3300, -800)
As	0.21 (0.11, 0.51)	-224 (-722, 27)	-1701 (-3545, -298)	-280 (-600, -155)	-2432 (-3920, -1460)	-745 (-1282, -139)	-1833 (-2487, -1375)
Ba	9.5 (9.0, 12.8)	5 (-65, 28)	-254 (-391, -140)	16 (-32, 46)	-287 (-390, -175)	-164 (-188, -117)	-325 (-421, -274)
Cd	0.07 (0.03, 0.28)	14 (-20, 89)	24 (-40, 86)	10 (-100, 40)	-2 (-33, 40)	32 (-17, 86)	-28 (-167, 20)
Co	0.22 (0.09, 0.35)	-52 (-429, 57)	-210 (-622, -6)	6 (-22, 33)	-257 (-433, -104)	-148 (-333, -23)	-273 (-335, -204)
Cr	2.88 (0.90, 6.60)	-67 (-285, 9)	-156 (-344, -18)	4 (-23, 40)	-153 (-570, -18)	-194 (-311, -59)	-213 (-437, -108)
Cu	3.35 (2.50, 4.60)	-4 (-107, 39)	-51 (-141, 22)	-26 (-61, 11)	-84 (-143, -49)	-60 (-100, -11)	-205 (-318, -100)
Mo	0.12 (0.05, 0.65)	-32 (-100, 0)	-295 (-440, -113)	-56 (-186, 65)	-260 (-543, 51)	-35 (-178, 38)	-274 (-629, 68)
Ni	2.77 (0.50, 7.87)	-50 (-295, 77)	-147 (-540, 59)	-77 (-446, 63)	-265 (-473, -15)	-117 (-304, 65)	-327 (-589, -74)
Pb	1.11 (0.50, 2.40)	-93 (-486, 46)	-253 (-486, 29)	-22 (-129, 26)	-193 (-391, -47)	-23 (-89, 29)	-72 (-116, -10)
Sr	5.43 (3.70, 16.00)	-21 (-48, -2)	-1206 (-1935, -478)	-29 (-52, -4)	-1217 (-1722, -679)	-89 (-132, 29)	-842 (-1319, -589)
V	0.19 (0.14, 0.36)	-438 (-1769, -119)	-1696 (-2827, -905)	-308 (-433, -187)	-2223 (-2920, -1428)	-2876 (-4264, -1850)	-4304 (-4978, -3330)
Zn	306 (232, 398)	32 (18, 45)	62 (55, 71)	45 (42, 49)	72 (59, 80)	70 (65, 78)	79 (74, 88)

Tableau 0.35 (Table S15). Mean (minimum, maximum) values observed for TSS and trace metal mass reductions by the standard swale and the filtering swale; the swales were supplied with 0.27 L/s runoff events. Mean (minimum, maximum)

	Inflow (mg) (n = 12)	Standard swale		Filtering swale	
		Upstream (n = 6)	Lateral (n = 6)	Upstream (n =6)	Lateral (n =6)
TSS	3310 (1846, 6186)	-1442 (-3698, -241)	-1074 (-2029, -313)	-1906 (-3466, -739)	-1301 (-2447, -653)
As	0.42 (0.22, 1.03)	-743 (-1390, -85)	-1188 (-1867, -659)	-692 (-1218, -125)	-1450 (-1942, -1054)
Ba	18.88 (16.61, 25.61)	-85 (-147, -33)	-107 (-145, -73)	-148 (-173, -104)	-240 (-290, -203)
Cd	0.13 (0.07, 0.56)	20 (-26, 89)	17 (-47, 38)	37 (-9, 87)	-3 (-116, 40)
Co	0.43 (0.18, 0.70)	-107 (-398, 37)	-99 (-183, -39)	-133 (-313, -16)	-199 (-264, -147)
Cr	5.70 (1.77, 13.28)	-94 (-294, -11)	-57 (-294, 22)	-176 (-292, -50)	-153 (-349, -71)
Cu	6.64 (4.91, 9.26)	-18 (-117, 37)	-32 (-59, -15)	-50 (-93, -4)	-145 (-221, -50)
Mo	0.24 (0.10, 1.34)	-121 (-193, -49)	-124 (-282, 62)	-27 (-159, 45)	-196 (-446, 73)
Ni	5.40 (0.98, 15.18)	-81 (-309, 71)	-137 (-289, 31)	-105 (-285, 67)	-245 (-476, -43)
Pb	2.19 (0.96, 4.83)	-146 (-481, 43)	-83 (-184, -9)	-15 (-78, 32)	-39 (-77, 17)
Sr	10.77 (7.26, 32.10)	-442 (-687, -192)	-536 (-762, -313)	-77 (-103, 32)	-652 (-963, -476)
V	0.37 (0.26, 0.72)	-881 (-1603, -392)	-1109 (-1563, -763)	-2671 (-3731, -1780)	-3449 (-4011, -2469)
Zn	607 (473, 798)	45 (33, 52)	65 (57, 73)	72 (67, 79)	84 (80, 90)

Tableau 0.36 (Table S16). Mean (minimum, maximum) values observed for percentage of dissolved trace metal content in the total phase

Pollu-tant	Inflow (n = 12) % dissolved	Standard swale % dissolved				Filtering swale % dissolved	
		Upstream (n = 6)		Lateral (n = 6)		Upstream (n =6)	Lateral (n =6)
		Overflow	Subsurface	Overflow	Subsurface		
As	67 (22, 88)	67 (47, 78)	31 (19, 44)	67 (59, 75)	36 (28, 29)	39 (28, 53)	40 (37, 44)
Ba	70 (43, 74)	55 (12, 67)	51 (40, 64)	52 (33, 68)	48 (35, 61)	30 (23, 33)	45 (39, 51)
Cd	62 (11, 80)	58 (25, 75)	52 (33, 71)	64 (33, 75)	48 (25, 77)	68 (57, 75)	64 (40, 75)
Co	72 (29, 91)	64 (47, 82)	22 (11, 38)	61 (52, 83)	21 (17, 24)	42 (35, 53)	36 (24, 41)
Cr	30 (15, 78)	28 (5, 70)	11 (5, 14)	29 (19, 38)	11 (5, 15)	15 (5, 22)	8 (5, 11)
Cu	84 (54, 100)	90 (84, 100)	68 (51, 80)	79 (60, 94)	69 (60, 79)	75 (61, 84)	79 (68, 87)
Mo	67 (50, 90)	67 (50, 85)	88 (77, 93)	74 (60, 91)	82 (49, 94)	52 (24, 73)	62 (43, 76)
Ni	23 (3, 52)	29 (7, 73)	27 (10, 35)	28 (14, 65)	27 (12, 40)	28 (9, 44)	26 (19, 36)
Pb	35 (8, 78)	38 (23, 78)	8 (5, 12)	34 (5, 58)	13 (8, 18)	15 (10, 20)	10 (7, 12)
Sr	93 (24, 100)	93 (76, 98)	97 (96, 98)	91 (72, 100)	96 (93, 98)	68 (65, 72)	91 (89, 93)
V	45 (14, 80)	40 (27, 79)	12 (1, 19)	39 (11, 63)	17 (13, 21)	30 (22, 37)	27 (13, 37)
Zn	97 (87, 100)	95 (89, 99)	75 (56, 83)	96 (92, 98)	66 (58, 77)	93 (89, 96)	76 (71, 80)

S12. AMPA content in the swale flows

Tableau 0.37 (Table S17). AMPA content quantified in stormwater

Inflow Condition/ Water Quality (inflow)		Standard swale - µg/L			Filtering swale - µg/L	
		Inlet	Overflow	Subsurface flow	Inlet	Subsurface flow
0.27 L/s Upstream inflows/RRM	n°1	0.035	0.073	0.033	0.035	< 0.03
	n°2	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03
	n°3	< 0.03	0.034	< 0.03	< 0.03	< 0.03
0.27 L/s Lateral inflows/RRM	n°1	< 0.03	0.137	< 0.03	< 0.03	< 0.03
	n°2	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03
	n°3	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03	< 0.03
0.27 L/s Upstream inflows/RRMS	n°1	0.048	0.04	0.031	0.056	< 0.03
	n°2	0.048	0.036	< 0.03	0.046	0.049
	n°3				0.032	0.042

S13. Organic micropollutant removal in the dissolved phase

Standard swale

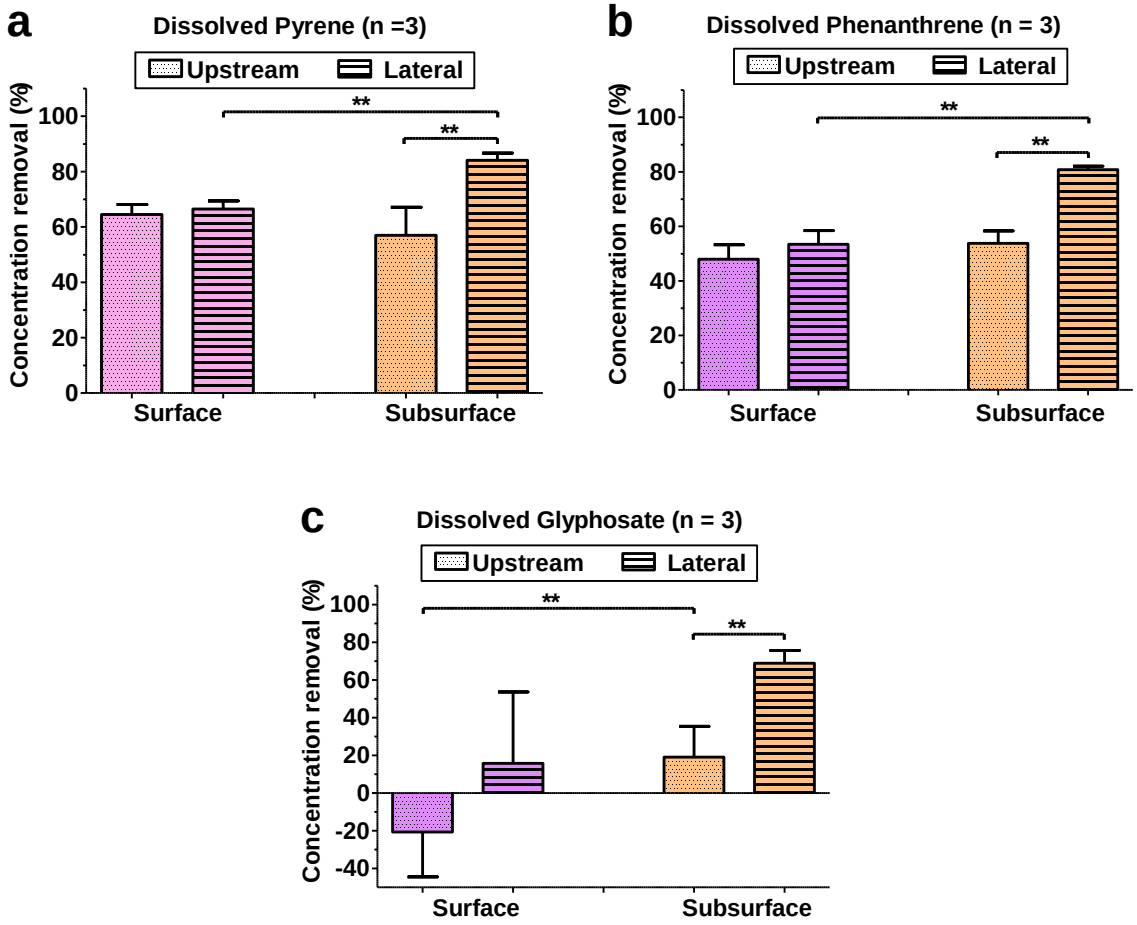


*Figure 0.10 (Figure S9). Concentration reductions for dissolved pyrene, dissolved phenanthrene and dissolved glyphosate (standard swale, inflow flow-rate = 0.27 L/s). Significant differences are shown with ** ($p < 0.05$), bars indicate standard deviations*

Filtering swale

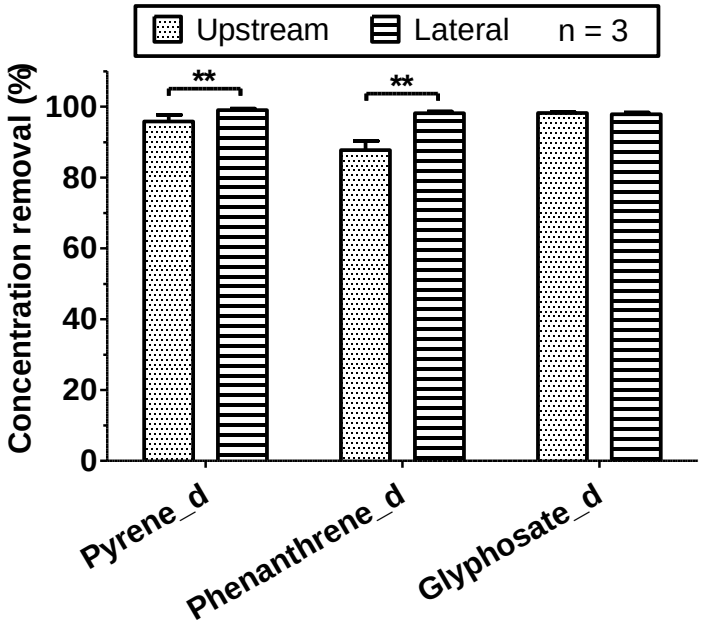


*Figure 0.11 (Figure S10). Concentration reductions for dissolved pyrene, dissolved phenanthrene and dissolved glyphosate (filtering swale, inflow flow-rate = 0.27 L/s). Significant differences are shown with ** ($p < 0.05$), bars indicate standard deviation*

S14. Effect of flow-rate on the pollutant removal for the pilot swales

Standard swale

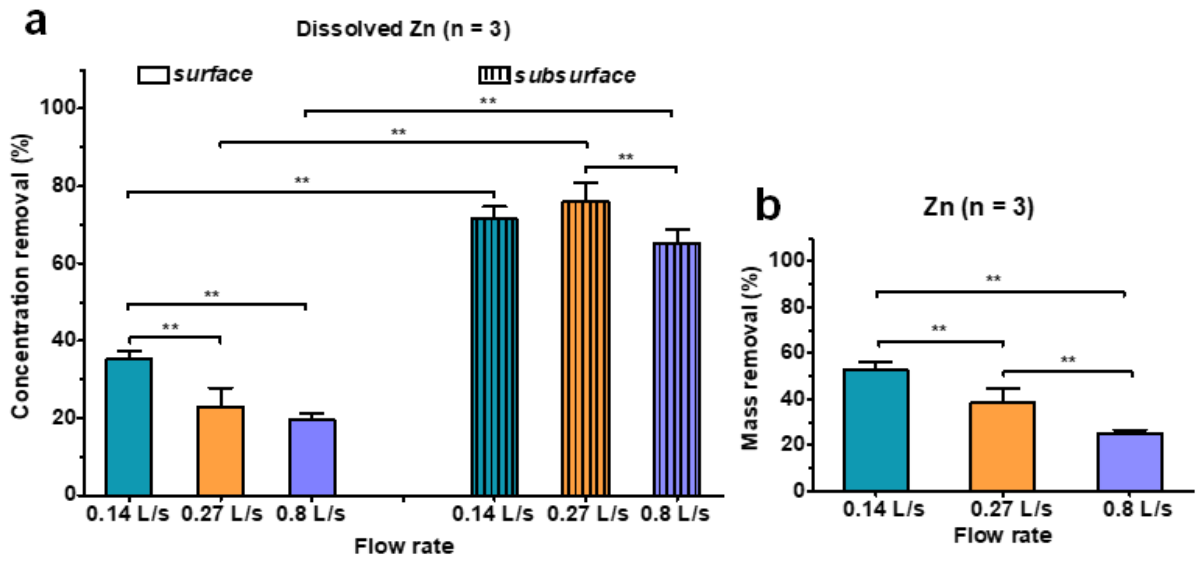


*Figure 0.12 (Figure S11). Effect of flow-rate on the removal efficiency of Zn for the standard swale. a Concentration removal. b Mass removal. Significant differences are shown with ** ($p < 0.05$), bars indicate standard deviation*

Filtering swale

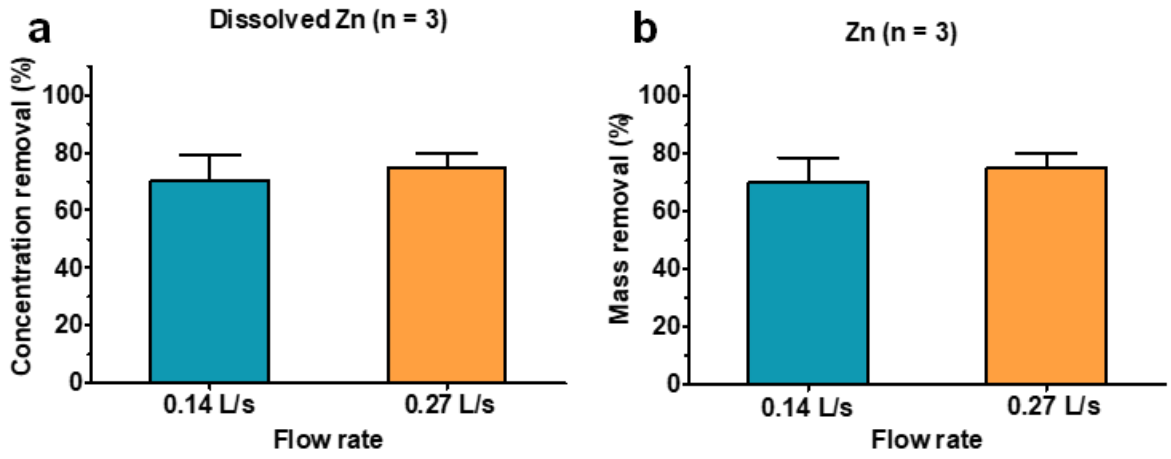


Figure 0.13 (Figure S12). Effect of flow-rate on the removal efficiency of Zn for the filtering swale. a Concentration removal. b Mass removal. Bars indicate standard deviation

Standard swale vs. filtering swale

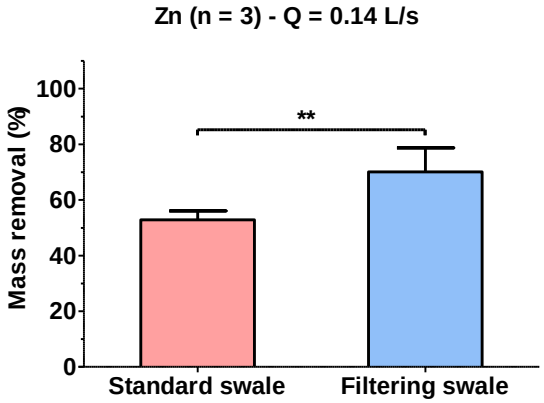


*Figure 0.14 (Figure S13). Mass removal of Zn for the standard swale and the filtering swale (0.14 L/s events). Significant differences are shown with ** ($p < 0.05$). Bars indicate standard deviation*

S15. Distributions of discharged mass and discharged volume between overflows and subsurface flows (standard swale)

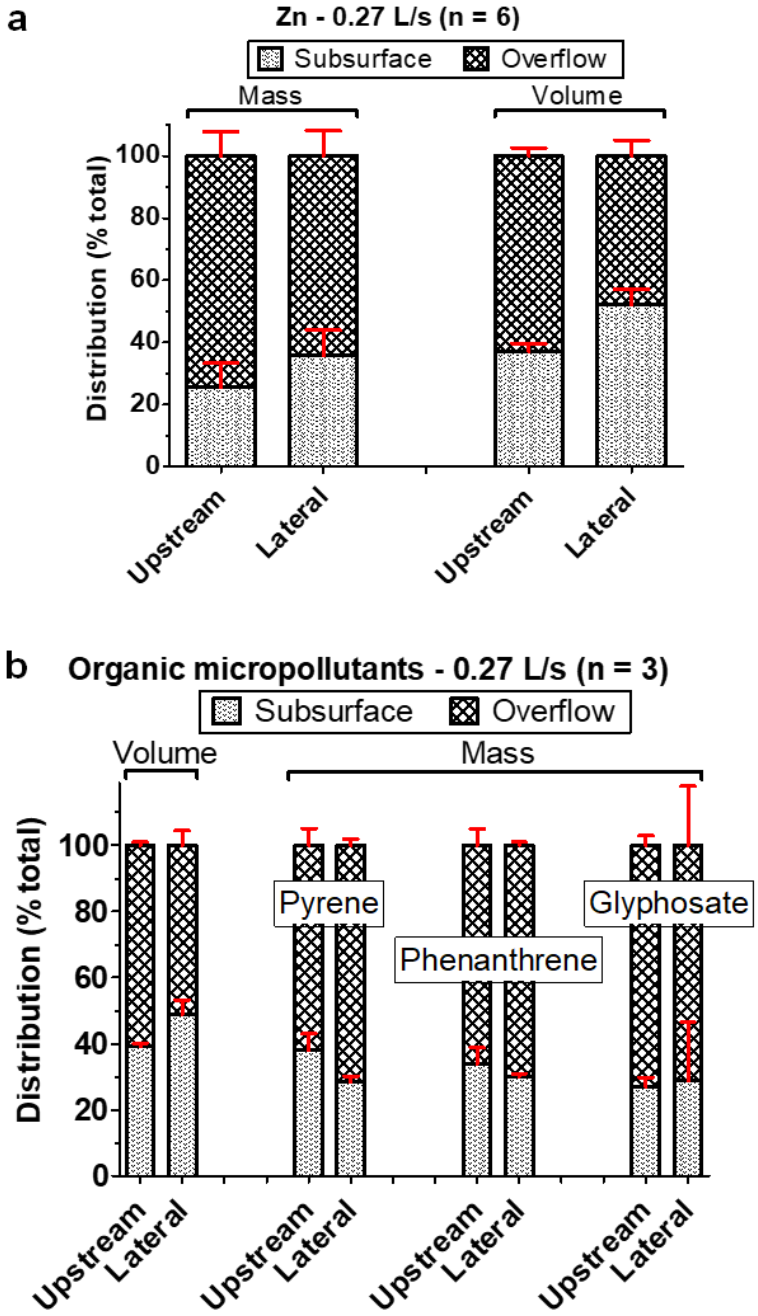


Figure 0.15 (Figure S14). Distributions of the discharged mass and the discharged volume between overflows and subsurface outflows (standard swale); results are found for 0.27 L/s upstream inflows (n = 3 or n = 6) and 0.27 L/s lateral inflows (n = 3 or n = 6). a Zinc. b Pyrene, Phenanthrene and Glyphosate. Red error bars show the standard deviations

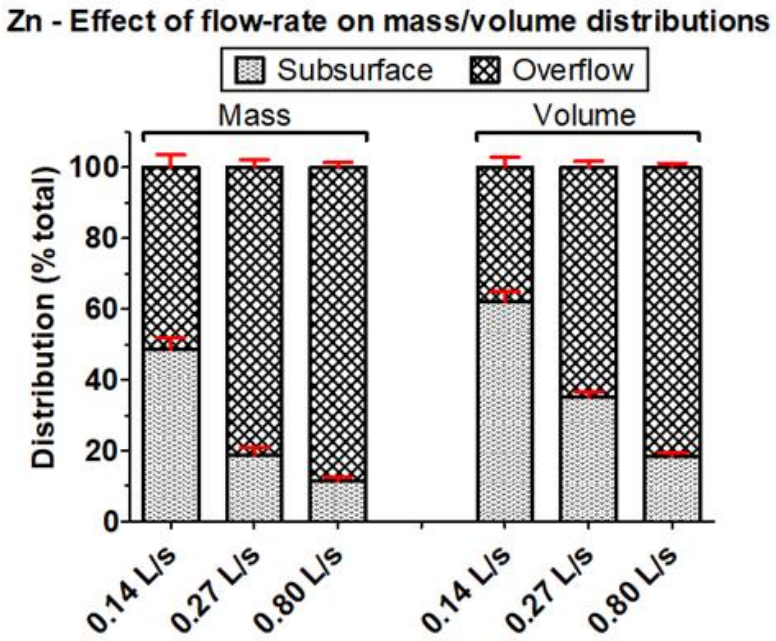


Figure 0.16 (Figure S15). Effect of flow-rate on the distributions of the discharged Zn mass and the discharged volume between overflows and subsurface outflows (standard swale); results are found for 0.14 L/s (n = 3), 0.27 L/s (n = 3) and 0.8 L/s (n = 3) upstream inflows. Red error bars show the standard deviations

S16. Characteristics of TSS removal (RRMS events)

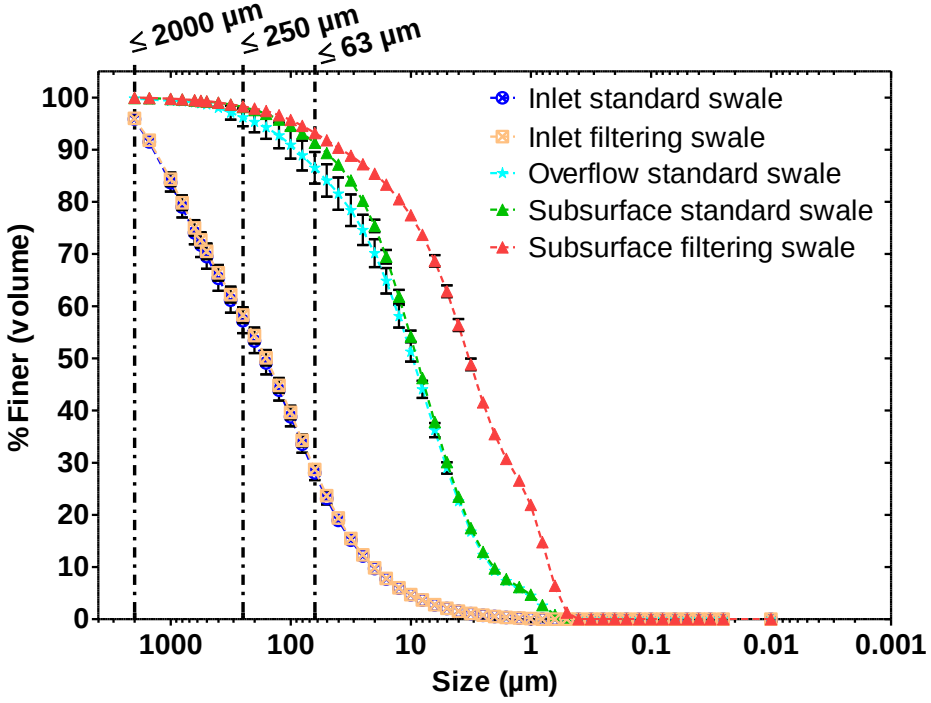


Figure 0.17 (Figure S16). Particle size distributions of swale inflows and outflows (bar represents standard deviation, n = 3 test events for the filtering swale, n = 2 test events for the standard swale, analyses on each water sample were performed 3 times)

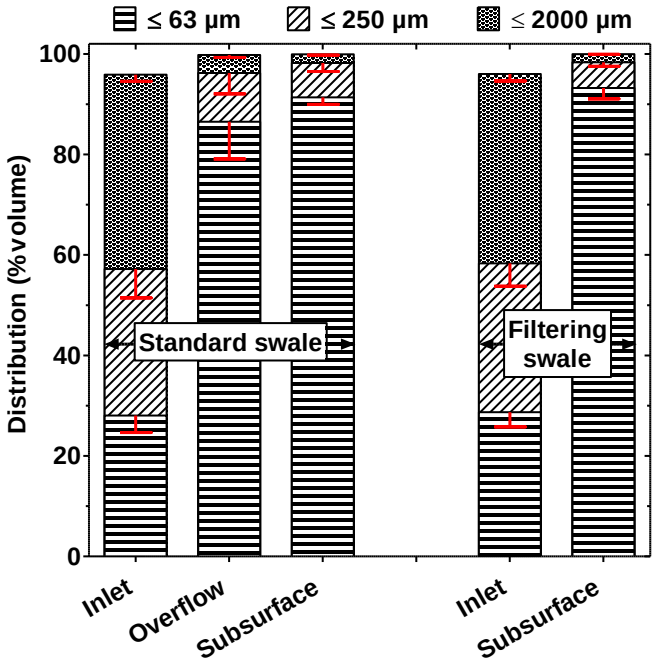


Figure 0.18 (Figure S17). Evolution of the distributions of 3 particle size classes (≤ 63 µm, ≤ 250 µm and ≤ 2000 µm) in both swale inflows and outflows (red error bars show the standard deviations, n = 3 test events for the filtering swale, n = 2 test events for the standard swale, analyses on each water sample were performed 3 times)

S17. Pollutant removal for the RRMS events (roof runoff + micropollutants + sediment)

Tableau 0.38 (Table S18). Concentration reductions of trace metals observed under RRMS conditions (mean ± standard deviation) – TSS and trace metals

Pollu-tant	% diss-olved Inflows (n = 5)	Particulate				Dissolved			
		Inflow Concen-tration (n = 5)	Standard swale RE_c (n = 2)		Filtering swale (n = 3)	Inflow Concen-tration (n = 5)	Standard swale RE_c (n = 2)		Filtering swale (n = 3)
			Overflow	Subsurface			Overflow	Subsurface	
TSS (mg/L)	0 %	146 ± 19	90, 91 %	89, 92 %	80 ± 9 %				
As (µg/L)	30 ± 4 %	2.9 ± 0.5	64, 74 %	46, 52 %	65 ± 14 %	1.2 ± 0.1	7, 15 %	-45, -35 %	12 ± 12 %
Ba (µg/L)	11 ± 2 %	42 ± 8	72, 81 %	66, 82 %	50 ± 16 %	4.9 ± 0.2	-22, -8 %	-424, -367 %	-95 ± 30 %
Cd (µg/L)	25 ± 5 %	0.09 ± 0.03	86, 90 %	86, 90 %	88 ± 5 %	0.03 ± 0.01	0, 0 %	0, 33 %	-11 ± 19 %
Co (µg/L)	23 ± 3 %	0.79 ± 0.14	70, 77 %	61, 67 %	66 ± 13 %	0.23 ± 0.02	59, 66 %	26, 32 %	-53 ± 15 %
Cr (µg/L)	30 ± 4 %	6.5 ± 1.1	60, 62 %	45, 68 %	18 ± 40 %	0.54 ± 0.15	-100, 0 %	0, 29 %	-2 ± 47 %
Cu (µg/L)	35 ± 2 %	6.3 ± 1.8	74, 75 %	79, 79 %	83 ± 9 %	3.3 ± 0.7	-13, 0 %	-65, -45 %	-82 ± 27 %
Mo (µg/L)	44 ± 24 %	3.0 ± 6.4	90, 100 %	80, 90 %	90 ± 9 %	0.21 ± 0.01	1, 3 %	-85, -70 %	13 ± 24 %
Ni (µg/L)	7 ± 3 %	7.6 ± 1.8	48, 79 %	-54, 60 %	64 ± 9 %	0.57 ± 0.06	13, 51 %	-152, -82 %	-261 ± 204 %
Pb (µg/L)	1 ± 1 %	12 ± 2.6	78, 81 %	79, 86 %	68 ± 16 %	0.16 ± 0.05	-200, 0 %	-200, -50 %	-200 ± 173 %
Sr (µg/L)	50 ± 9 %	6.2 ± 2.2	88, 91 %	81, 86 %	53 ± 14 %	6.0 ± 0.3	-18, -11 %	-1572, -1110 %	-7 ± 15 %
V (µg/L)	16 ± 2 %	7.7 ± 1.4	78, 83 %	74, 78 %	44 ± 23 %	1.4 ± 0.1	32, 35 %	32, 38 %	-53 ± 11 %
Zn (µg/L)	56 ± 5 %	191 ± 42	90, 91 %	86, 91 %	95 ± 2 %	243 ± 20	40, 43 %	69, 69 %	30 ± 18 %

Tableau 0.39 (Table S19). Mass reductions of TSS and trace metals observed under RRMS conditions (mean ± standard deviation)

Pollutant	Inflow (mg) (n = 5)	Standard swale (n = 2)	Filtering swale (n = 3)
TSS	279 ± 33	92, 93 %	82 ± 8 %
As	7.9 ± 1.0	45, 47 %	53 ± 10 %
Ba	91 ± 16	50, 58 %	40 ± 11 %
Cd	0.23 ± 0.07	75, 79 %	64 ± 8 %
Co	2.0 ± 0.3	70, 70 %	43 ± 2 %
Cr	13 ± 1.8	60, 68 %	23 ± 33 %
Cu	18 ± 5	47, 53 %	32 ± 9 %
Mo	6.4 ± 13	22, 49 %	66 ± 32 %
Ni	16 ± 3.3	15, 61 %	37 ± 37 %
Pb	23 ± 5.4	83, 84 %	68 ± 14 %
Sr	23 ± 4.5	-309, -237 %	28 ± 5 %
V	17 ± 3.0	76, 77 %	34 ± 17 %
Zn	833 ± 117	77, 78 %	61 ± 12 %

Tableau 0.40 (Table S20). Concentration reductions of organic micropollutants observed under RRMS conditions (mean ± standard deviation)

Pollutant	% dissolved Inflows (n = 5)	Total phase				Dissolved phase			
		Inflow µg/L (n= 5)	Standard swale (n = 2)		Filtering swale (n = 3)	Inflow µg/L (n = 5)	Standard swale (n = 2)		Filtering swale (n = 3)
			Overflow	Sub-surface			Overflow	Sub-surface	
Pyrene	40 ± 9 %	1.59 ± 0.333	63, 66 %	73, 80 %	99 ± 0.4 %	0.632 ± 0.182	54, 55 %	45, 64 %	97 ± 3 %
Phenan-threne	71 ± 14 %	1.49 ± 0.343	59, 61 %	80, 81 %	95 ± 1 %	1.04 ± 0.243	48, 76 %	55, 75 %	91 ± 3 %
Glypho-sate	100 ± 1 %	4.29 ± 1.09	-5, -1 %	38, 55 %	88 ± 3 %	4.28 ± 1.11	-4, -3 %	38, 55 %	88 ± 3 %

Tableau 0.41 (Table S21). Mass reductions of organic micropollutants observed under RRMS conditions (mean ± standard deviation)

Pollutant	Inflow (mg) (n = 5)	Standard swale (n = 2)	Filtering swale (n =3)
Pyrene	3.0 ± 0.62	77, 79 %	99 ± 0.4 %
Phenanthrene	2.9 ± 0.64	78, 78 %	96 ± 1 %
Glyphosate	8.2 ± 2.1	41, 43 %	89 ± 3 %

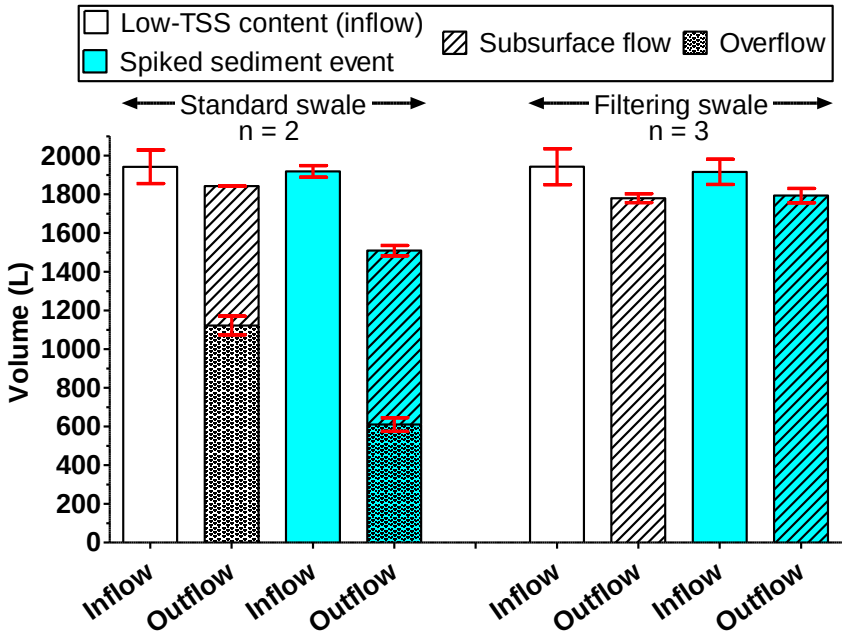


Figure 0.19 (Figure S18). Water balances found under RRMS conditions. Red error bars indicate the standard deviations

S18. Photograph of cracks in the standard swale



Figure 0.20 (Figure S19). Photograph of cracks in the standard swale

UNIVERSITE BRETAGNE SCIENCES LOIRE POUR L'INGENIEUR

CENTRALE NANTES

Titre : Fonctionnement hydraulique et propriétés épuratoires de techniques alternatives de gestion des eaux pluviales – cas des noues

Mots clés : noue, base de données, dispositif pilote, performances hydrologiques, performances épuratoires, micropolluants

Résumé : Les noues, de larges fossés souvent végétalisés, sont des systèmes plébiscités par les aménageurs pour gérer à la source les eaux de ruissellement. Leur conception a connu depuis les années 1980 de profondes évolutions (géométrie, matériaux, végétation) qui affectent leurs fonctions. Alors que les noues standards (ouvrages obtenus par simple terrassement d'un sol local) sont historiquement aménagées pour canaliser les eaux de ruissellement, de nouveaux types de noues dotés de massifs filtrants offrent des perspectives prometteuses en matière de gestion des flux polluants. Ce travail de thèse porte sur (i) l'amélioration des connaissances sur les performances épuratoires et hydrologiques des noues et (ii) l'identification de leurs paramètres d'influence afin d'optimiser leur conception. L'analyse statistique d'une base de données spécifiquement construite pour cette étude montre que les performances épuratoires les plus élevées des noues (abattements les plus élevés) sont souvent associées aux polluants présents dans la phase particulaire. Les niveaux de concentration des polluants dans les eaux de ruissellement ont été identifiés comme le facteur majeur affectant les performances épuratoires des noues.

Afin de mieux décrire les fonctionnements hydrauliques et épuratoires de ce type d'ouvrage et d'évaluer dans des conditions contrôlées l'influence de certains paramètres (matériaux, modalité d'alimentation) sur leurs performances, un dispositif pilote, constitué de deux noues aux caractéristiques contrastées (une noue standard et une noue de fltration), a été spécifiquement aménagé au CSTB Nantes. Ce dispositif original permet de reproduire des évènements de ruissellement urbain avec différentes conditions de débits d'entrée et de charges polluantes, pour deux modalités d'alimentation : alimentation concentrée en tête de noue ou alimentation latérale diffuse. Les réponses des noues à différentes conditions d'alimentation ont pu être analysées grâce à un important dispositif instrumental permettant de caractériser finement les flux d'eau et de polluants en entrée/sortie de système. Les expérimentations conduites sur ce dispositif pilote montrent que les noues de filtration offrent de meilleurs bénéfices hydrologiques et épuratoires comparées aux noues standards. Les expérimentations montrent aussi l'intérêt de privilégier une alimentation latérale de la noue pour optimiser ses performances.

Title : Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater source control facilities – case of swales

Keywords : swale, database, pilot facility, hydrologic performance, pollutant removal performance, micropollutants

Abstract : Swales are vegetated open-drainage systems which are increasingly being used by practitioners to manage stormwater runoff. Swale's design has considerably evolved from the 1980s (geometry, soil materials, vegetal cover), expanding their functionalities. While standard swales (built by merely grading a local topsoil) are traditionally implemented on the field to canalize the runoff, new types of swales composed with filtering media offer promising perspectives to manage the stormwater pollutant fluxes. The goals of this research are to (i) improve the knowledges about the pollutant removal and hydrologic performances of swales, and to (ii) assess the dominant factors (design factors, runoff characteristics) influencing these performances in order to optimize swale design. The statistical investigations on an original swale database, specifically set up for this study, show that most of the highest removal efficiencies are associated to the pollutants including a particulate form. The inflow concentration was identified as a major factor influencing the pollutant removal efficiencies of swales.

To better characterize swale hydraulics and pollutant treatment, and to evaluate under controlled conditions some factors that could affect their performances (swale materials, inflow pathway), a pilot system, comprising two distinct types of swale (a standard swale and a filtering swale), was specifically built at the CSTB Nantes. This original facility provides supplying the swales with a wide variety of artificial urban runoff events in terms of flow-rates, pollutant loads and inflow pathways (lateral diffuse inflows or concentrated upstream inflows). The analyses of the swale responses to different water supply conditions were based on the measurements from various measuring devices providing a thoroughly characterization of water and pollutant load fluxes. The experimental investigations on this pilot facility demonstrate that the filtering swales could offer improved hydrological and pollutant treatment benefits compared to the standard swales. The experimental investigations also highlight the benefits from supplying a swale with lateral inflows compared to upstream inflows.