PolyPublie
Polytechnique Montréal

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL
UNIVERSITÉ D'INGÉNIERIE

Titre: Title:	Évaluation expérimentale de la performance d'un jardin de pluie et d'un toit vert en climat froid
Auteur: Author:	Nicolas Geheniau
Date:	2014
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence: Citation:	Geheniau, N. (2014). Évaluation expérimentale de la performance d'un jardin de pluie et d'un toit vert en climat froid [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. https://publications.polymtl.ca/1382/

Document en libre accès dans PolyPublie
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: PolyPublie URL:	https://publications.polymtl.ca/1382/
Directeurs de recherche: Advisors:	Musandji Fuamba
Programme: Program:	Génie civil

Ce fichier a été téléchargé à partir de PolyPublie, le dépôt institutionnel de Polytechnique Montréal
This file has been downloaded from PolyPublie, the institutional repository of Polytechnique Montréal

https://publications.polymtl.ca

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION EXPÉRIMENTALE DE LA PERFORMANCE D'UN JARDIN DE PLUIE ET D'UN TOIT VERT EN CLIMAT FROID

NICOLAS GEHENIAU
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
AVRIL 2014

© Nicolas Geheniau, 2014.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ÉVALUATION EXPÉRIMENTALE DE LA PERFORMANCE D'UN JARDIN DE PLUIE ET D'UN TOIT VERT EN CLIMAT FROID

présenté par : GEHENIAU Nicolas
en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. LECLERC Guy, Ph.D., président
M. FUAMBA Musandji, Ph.D., membre et directeur de recherche
M. AMAROUCHE Brahim, M.Arch., membre

À Zoé.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord je tiens à remercier mon directeur de recherche, Musandji Fuamba, pour m'avoir toujours encouragé et pour m'avoir laissé mener mon projet de façon très autonome. Cela a été pour moi une expérience très enrichissante.

Ensuite, je souhaite remercier les partenaires du projet sur le jardin de pluie qui ont contribué financièrement et qui ont donc permis sa réalisation. Donc, merci au programme Mitacs Accélération, au Programme d'aide à la recherche industrielle (PARI) du Conseil national de recherches Canada (CNRC) et surtout merci à la firme Vinci Consultants qui a initié ce projet de jardin de pluie et qui l'a soutenu jusqu'au bout.

Chez Vinci Consultants, je tiens à remercier en personne Mario R. Gendron, Marie Dugué et particulièrement Kader Jelloul qui m'a accompagné de temps en temps sur le jardin de pluie même quand il faisait un froid glacial. En outre, je remercie Valérie Mahaut qui a été une "superviseur universitaire" très efficace et qui a beaucoup contribué à l'amélioration de l'article sur le jardin.

Je remercie également toutes les personnes avec qui j'ai collaboré sur les deux parties de mon mémoire telles que les employés du MEC de Longueuil, les agents de la sûreté de Polytechnique et Michel Lareau du service des immeubles de Polytechnique qui m'a fait confiance pour installer des instruments partout dans les pavillons Lassonde.

Je suis entièrement reconnaissant envers Étienne Bélanger, technicien au laboratoire d'hydraulique, pour toute l'aide qu'il m'a apporté dans mes expérimentations. Il m'a apporté un soutien technique essentiel et précieux.

Je remercie aussi mes camarades d'hydraulique que j'ai côtoyés pendant cette maîtrise : Mathieu, Guillaume, Fadoua, Anas, Essoyéké et Aboudou.

Enfin, je remercie mes parents, mon frère, ma sœur et Zoé qui m'ont apporté un soutien sans faille pendant mon séjour montréalais.

RÉSUMÉ

Les eaux de ruissellement des zones urbaines sont des sources importantes de pollution des cours d'eau récepteurs. C'est pourquoi les municipalités et les entreprises privées soucieuses de l'environnement tentent de réduire leurs impacts sur l'environnement en favorisant des pratiques de gestion optimales (PGO) des eaux de pluie. Ces pratiques sont mises en place pour répondre à trois objectifs principaux. Premièrement, il faut réduire le volume d'eau de ruissellement à traiter. Deuxièmement, il faut diminuer les débits de pointe pendant les fortes averses pour éviter les débordements au niveau des stations d'épuration. Troisièmement, il faut améliorer la qualité des eaux de ruissellement à la source pour améliorer la qualité de l'eau rejetée dans les cours d'eau. En 2009, la firme montréalaise de génie conseil Vinci Consultants a conçu un système de bio-rétention, un jardin de pluie, sur un stationnement situé à Longueuil, Québec, Canada. De novembre 2012 à février 2014, deux phases d'étude ont été menées pour suivre sur le terrain les performances du jardin de pluie vis-à-vis des trois objectifs précédemment cités pendant l'hiver québécois. Par ailleurs, en 2005 l'École Polytechnique de Montréal s'est munie d'un nouveau bâtiment sur lequel il a été construit un toit végétalisé, ou toit vert. Ce toit vert a pour but de répondre aux deux premiers objectifs concernant la quantité de ruissellement des eaux pluviales. Le but de ce projet est de réaliser le suivi expérimental de ces deux ouvrages et d'évaluer leur performance en hiver.

Le suivi hydrologique du jardin de pluie à Longueuil (au sud de Montréal, Québec, Canada) a montré que la capacité de rétention (ΔV) en hiver est plus faible qu'en été avec respectivement des capacités de rétention de 35,0% $\pm$4,5% et 59,7% $\pm$1,2%. L'étude a montré que la hauteur de précipitation totale pendant un évènement n'a pas un effet très important sur la capacité de rétention du jardin de pluie. Par contre, la durée de la période sèche avant l'évènement ainsi que la quantité d'eau initialement stockée dans le substrat ont un effet important sur la capacité de rétention de l'ouvrage.

Le suivi de la qualité des eaux à l'entrée (influents) et à la sortie (effluents) du système de bio-rétention de Longueuil a permis de montrer que les concentrations en sels de déglaçage varient significativement entre la saison chaude et la saison froide. Le système n'a pas une grande capacité de rétention des sels mais il est capable de faire tampon et de limiter les pics de concentration en sels dans les eaux de rejets. Le suivi expérimental n'a pas permis de montrer une différence saisonnière de rétention des autres polluants. Cette étude a confirmé que le jardin de pluie est une technologie très efficace pour diminuer les concentrations en matières en suspension avec un taux moyen de réduction de la concentration de ΔC=74.5% et une concentration moyenne dans les effluents de 4,1 mg/L. Les bactéries (coliformes fé-

caux thermotolérants et *Escherichia coli*), les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les hydrocarbures pétroliers C10-C50 ont été correctement retenus par le jardin de pluie. Concernant les métaux lourds, le chrome (Cr) et le cadmium (Cd) sont sous les limites de détection tant dans les influents que dans les effluents. Le plomb (Pb) a été bien capturé puisqu'à la sortie de l'ouvrage les concentrations sont pour la plupart en dessous de son seuil de détection ($<1\mu$g/L). Le zinc (Zn) est lui aussi bien retenu par l'ouvrage. Par contre, le nickel (Ni) et le cuivre (Cu) ont en moyenne des concentrations plus élevées à la sortie qu'à l'entrée du système de bio-rétention. Enfin, les nutriments (azote et phosphore) n'ont pas été efficacement réduits en terme de concentration. Pour l'azote total Kjeldahl, les concentrations mesurée à l'entrée et à la sortie sont très similaires. Pour le phosphore en trace, les concentrations mesurées à la sortie de l'ouvrage sont beaucoup plus importantes qu'à l'entrée ce qui suppose que le système exporte plus de phosphore qu'il n'en reçoit.

Le suivi de la performance du toit vert s'est porté uniquement sur l'aspect hydrologique, et les ambitions à cet égard étaient moins importantes que celles du jardin de pluie. Un instrument que l'on a appelé « Drain Flow Meter (débitmètre de drain) » a été conçu dans le laboratoire de l'École Polytechnique de Montréal en utilisant un déversoir compact directement introduit dans le drain de toit vertical. Cet instrument a été installé sur une portion du toit vert des pavillons Lassonde de l'école. La méthode s'est montrée efficace en climat froid puisque les évènements de pluie sur neige et de fonte de neige ont été mesurés en continu d'octobre 2013 à janvier 2014.

ABSTRACT

Runoff from urban areas are major sources of pollution of the receiving water bodies. That is why municipalities and environmentally friendly private companies are trying to reduce their environmental impacts by promoting storm water best management practices (BMPs). These practices are in place to meet three main objectives. Firstly, the runoff volume to be treated by waste water treatment plants must be reduced. Secondly, peak flows during heavy rains must be mitigated to prevent overflows at waste water treatment plants. Thirdly, the quality of stormwater should be improved at the source to decrease pollutant loads discharged into watercourses. In 2009, the Montreal consulting firm Vinci Consultants developed a bioretention system, a rain garden, on a car park located in Longueuil, Quebec, Canada. From November 2012 to February 2014, a two-phase study was conducted to monitor field performance of the rain garden relative to the previous three objectives during the Quebec winter. Moreover, in 2005 the École Polytechnique of Montreal is equipped with a new building on which it was built a vegetated roof, also called green roof. This green roof was to meet the first two goals on the amount of stormwater runoff. The aim of this project is to achieve the experimental results of both green structures and evaluate their performance in winter.

Hydrological monitoring of the rain garden in Longueuil (south of Montreal, Quebec, Canada) showed that the retention capacity (ΔV) is lower in winter than in summer with respective retention capacities of 35.0% $\pm$4.5% and 59.7% $\pm$1.2%. The study showed that the total amount of precipitation during an event did not have a very significant effect on the retention capacity of the rain garden. However, the duration of the dry period before the event and the amount of water initially stored in the substrate had a significant effect on the system retention capacity.

Monitoring water quality at entry (influent) and exit (effluent) of the bioretention system showed that the concentrations of de-icing salts varied significantly between the warm season and cold season. The system did not have a high salt retention capacity but was able to buffer and reduce peak salt concentration in water discharges. The experimental results did not show a seasonal difference in retention of other pollutants. This study confirmed that the rain garden is a very effective technology to reduce total suspended solid concentrations with an average reduction in the concentration of ΔC=74.5% and an average effluent concentration 4.1 mg/L. Bacteria (fecal coliforms and Escherichia coli), the polycyclic aromatic hydrocarbons and C10-C50 petroleum hydrocarbons were correctly retained by the rain garden. For heavy metals, chromium (Cr) and cadmium (Cd) were below detection limits in

both influents and effluents. Lead (Pb) was captured since effluent concentrations are mostly below the detection limit ($<1\mu$g/L). Zinc (Zn) was also well retained by the system. On the contrary, nickel (Ni) and copper (Cu) had on average higher concentrations at the outlet than at the inlet of the bioretention system. Finally, nutrients were not efficiently reduced in terms of concentration. Total Kjeldahl nitrogen concentrations measured at the entrance and exit are very similar. Phosphorus concentrations measured at the outlet of the structure were much more important than at the inlet which implies that the system exported more phosphorus than it received.

Green roof performance monitoring focused solely on the hydrological aspect, and ambitions in this regard were less than that of the rain garden. An instrument that is called " Drain Flow Meter" was designed in the laboratory of the Ecole Polytechnique de Montreal using a compact weir directly introduced into the vertical roof drain. Then, it was installed on a portion of the school green roof. The method was effective in cold climates since the events of rain-on-snow and snowmelt were measured continuously from October 2013 to January 2014.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE iii

REMERCIEMENTS iv

RÉSUMÉ v

ABSTRACT vii

TABLE DES MATIÈRES ix

LISTE DES TABLEAUX xiii

LISTE DES FIGURES xv

LISTE DES ANNEXES xix

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS xx

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1
- 1.1 Mise en contexte 1
- 1.2 Problématique 2
- 1.3 Objectifs de recherche 2
  - 1.3.1 Objectifs spécifiques 3
  - 1.3.2 Hypothèses de recherche 3
- 1.4 Plan du mémoire 4

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE 5
- 2.1 Qualité des eaux de ruissellement en climat froid 5
  - 2.1.1 Paramètres caractéristiques de la qualité d'eau 5
  - 2.1.2 Les eaux de ruissellement en climat froid 7
  - 2.1.3 Recommandations sur la qualités des eaux de ruissellement 8
  - 2.1.4 Recommandations sur la qualités des sols 9
- 2.2 Pratiques de gestion optimale des eaux pluviales (PGO) 10
  - 2.2.1 Toit vert 11
  - 2.2.2 Récupération des eaux de pluie provenant des toits 12
  - 2.2.3 Déconnexion de gouttières des toits vers une zone perméable 12

2.2.4 Tranchée d'infiltration . . . 12
2.2.5 Puits sec drainant . . . 13
2.2.6 Pavage perméable . . . 13
2.2.7 Bande filtrante . . . 13
2.2.8 Jardin de pluie ou cellule de bio-rétention . . . 14
2.2.9 Noue végétalisée . . . 14
2.2.10 Bassins de détention sec . . . 15
2.2.11 Bassins de rétention à retenue permanente . . . 15
2.2.12 Marais artificiel . . . 16
2.3 Critères de performances des PGO . . . 16
2.3.1 Critère économique . . . 16
2.3.2 Critère hydraulique . . . 17
2.3.3 Critère de qualité de l'eau . . . 21
2.3.4 Critère social . . . 23
2.3.5 Critères de santé et sécurité . . . 23
2.4 Performances des jardins de pluie et des toits verts . . . 24
2.4.1 Performances des jardins de pluie . . . 24
2.4.2 Performances des toits verts . . . 27
2.4.3 Impacts de l'hiver . . . 30

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE . . . 33
3.1 Démarche de l'ensemble du travail de recherche . . . 33
3.2 Description du jardin de pluie . . . 33
3.3 Suivi de la qualité des eaux de rejet du jardin de pluie . . . 35
3.3.1 Zones de prélèvement des échantillons d'eau . . . 36
3.3.2 Analyses phisico-chimiques des eaux . . . 38
3.3.3 Limitations du suivi qualitatif . . . 38
3.4 Suivi de la performance hydraulique du jardin de pluie . . . 40
3.4.1 Données pluviométriques à l'entrée du jardin de pluie . . . 40
3.4.2 Conversion pluie - ruissellement . . . 47
3.4.3 Identification des évènements de pluie . . . 49
3.4.4 Données débitmétriques à la sortie du jardin de pluie . . . 51
3.4.5 Relation hauteur-vitesse au niveau du débitmètre No.2 . . . 57
3.4.6 Corrélation entre les débitmètres No.1 et No.2 . . . 61
3.4.7 Calcul du volumes évacué . . . 64
3.4.8 Incertitudes sur les calculs de volume . . . 69

3.4.9 Conductivité hydraulique du substrat du jardin de pluie 71

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 : MONITORING OF A RAIN GARDEN IN COLD CLIMATE : A CASE STUDY OF PARKING LOT NEAR MONTREAL (CANADA). . 74
4.1 Introduction 75
4.2 Methods and materials 77
4.2.1 Site description 77
4.2.2 Field monitoring 78
4.3 Results and discussion 83
4.3.1 Hydrology 83
4.3.2 Water quality 87
4.4 Conclusions 95
4.5 Acknowledgements 98
4.6 Notation 98

CHAPITRE 5 ARTICLE 2 : GREEN ROOF RUNOFF : AN INNOVATIVE METHOD FOR WINTRY MONITORING 99
5.1 Methodology 100
5.1.1 Site Description 100
5.1.2 Monitoring 100
5.1.3 Data Analysis 104
5.2 Results and Discussion 105
5.2.1 Rainfall Events 105
5.2.2 Snowmelt Events 106
5.3 Conclusion and Recommendations 109

CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE 113
6.1 Discussion des critères de performances de la qualité de l'eau en climat froid . 113
6.2 Limitations des mesures de débit 114

CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 116
7.1 Synthèse des travaux 116
7.2 Recommandations et améliorations futures 118
7.2.1 Mesure en continu des polluants 118
7.2.2 Site de prélèvement des eaux filtrées 118
7.2.3 Mesure du débit dans les égouts pluviaux 118
7.2.4 Comparaison entre toit vert et toit conventionnel 119

7.2.5 Suivi des précipitations neigeuses 119
7.3 Perspectives 119

RÉFÉRENCES 121

ANNEXES 128

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Comparaison des données de qualité du manteau neigeux résumée à partir de Novotny (1999). 9

Tableau 2.2 Recommandations pour les eaux domestiques recyclées utilisées dans les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs (Santé Canada, 2010). . . 10

Tableau 2.3 Recommandation pour la qualité de l'eau de surface, extrait du tableau 9 de Chambers *et al.* (1997). 10

Tableau 2.4 Concentrations médianes des polluants par évènement de pluie pour la bio-rétention (Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc., 2012) 27

Tableau 2.5 Concentrations médianes des polluants par évènement de pluie pour le toit vert (Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc., 2012) 30

Tableau 3.1 Liste des paramètres analysés et nombre de prélèvements effectués pour chacun de ces paramètres dans chacun des sites d'échantillonnage au cours des deux phases d'étude. 39

Tableau 3.2 Échéancier des prélèvements sur les différents sites d'échantillonnage. . 39

Tableau 3.3 Caractéristiques des sources de données de pluie utilisées pour le suivi hydrologique du jardin de pluie de Longueuil. 41

Tableau 3.4 Calcul de la surface contributrice drainante du jardin de pluie, adapté du tableau 2.4 de (Dugué, 2010). Note : le coefficient de ruissellement du jardin de pluie est égal à 100% car toute l'eau qui tombe dans le jardin de pluie ruissèle dans ce même jardin de pluie par définition. . . 47

Tableau 3.5 Curve Number (CN) et perte initiale I_a (mm) mentionnée entre parenthèses pour différent types de sol et conditions de ruissellement antérieures (ARC). 48

Tableau 3.6 Spécifications principales d'un débitmètre ISCO 2150. 53

Tableau 3.7 Source et magnitude des incertitudes sur le calcul du volume ruisselé. . 70

Tableau 3.8 Source et magnitude des incertitudes sur le calcul du volume évacué. . 70

Table 4.1 Weighted runoff coefficient calculation (adapted from Dugué (2010)). . 79

Table 4.2 Curve numbers (CN) and initial abstraction I_a (mm) between brackets for different land use and antecedent runoff conditions (ARC). 81

Table 4.3 Water quality characteristics for each parameter. This table presents the number of samples n, the average concentration $Avg.$, the minimal and maximal concentrations, the standard deviation SD and the change in concentration ΔC between influents and effluents. 90
Table 5.1 Snowmelt green roof runoff and associated rainfall measured at Montreal airport weather station. 108
Tableau C.1 Méthodes d'analyse pour les échantillons d'eau de surface. 133
Tableau C.2 Méthodes d'analyse pour les échantillons de substrat. 133
Tableau D.1 Caractéristiques des pluies estivales (comprises entre le 1er mai et le 31 octobre) dont la hauteur est supérieure à 2,5 mm (1re partie). 134
Tableau D.2 Caractéristiques des pluies estivales (comprises entre le 1er mai et le 31 octobre) dont la hauteur est supérieure à 2,5 mm (2e partie). 135
Tableau D.3 Caractéristiques des pluies hivernales (comprises entre le 1er novembre et le 30 avril) dont la hauteur est supérieure à 2,5 mm. 136
Tableau E.1 Grandeurs à mesurer pendant l'expérience. 138
Tableau E.2 débit théorique pour une pluie centenaire à l'aéroport de St-Hubert, méthode des blocs alternatifs (Chow *et al.*, 1988). 141

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Schéma des transformations possibles de l'azote à partir de Martinelli (1999). 6

Figure 3.1 localisation du jardin de pluie (bulle rouge) par rapport à l'île de Montréal (source : Google Maps). 34

Figure 3.2 Plan du jardin de pluie (adapté de Dugué (2010)). 35

Figure 3.3 Photo du puisard PU-02, diamètre de 900 mm. 36

Figure 3.4 Photo du collecteur d'eau de ruissellement. 37

Figure 3.5 Photo du regard d'échantillonnage RP-06, diamètre de 1200 mm. . . . 37

Figure 3.6 schéma du regard RP-06, adapté de la figure 7.1 de Dugué (2010) en utilisant les valeurs de pente du plan tel que construit. 37

Figure 3.7 Situation géographique de la station météorologique de l'aéroport de St-Hubert par rapport au jardin de pluie de Longueuil (source : *Google Maps*). 41

Figure 3.8 Comparaison des quatre sources de données pluviométriques. 42

Figure 3.9 Hauteur de pluie journalière à l'aéroport de St-Hubert issue du site Wunderground.com en fonction de la hauteur de pluie journalière issue d'Environnement Canada. r^2=0,853. 43

Figure 3.10 Hauteur de pluie journalière à la station Laprairie (MDDEFP) en fonction de la hauteur de pluie journalière issue d'Environnement Canada. r^2=0,525. 43

Figure 3.11 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour le mois de novembre 2013. . 44

Figure 3.12 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour le 31 octobre 2013. 44

Figure 3.13 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour le 7 au 10 novembre 2013. . 45

Figure 3.14 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour les jours du 17 au 18 novembre 2013. 45

Figure 3.15 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour les jours du 25 au 29 octobre 2013. 46

Figure 3.16 Hauteur de pluie journalière retenue pour le jardin de pluie. 46

Figure 3.17 Comparaison des volumes de ruissellement par évènement calculés avec la méthode rationnelle et la méthode du SCS-CN. 49

Figure 3.18 Volume de pluie ruisselée cumulé, calculé à partir des données de pluie brutes et un coefficient de ruissellement global de 81,3% (voir tableau 3.4. 50

Figure 3.19 Comparaison de la récurrence de tous les évènements à la courbe Intensité Durée Fréquence de récurrence 2 ans de la station de St-Hubert. 51
Figure 3.20 Débitmètre à effet Doppler ISCO 2150. 52
Figure 3.21 Schéma simplifié des regards-puisards RP-06 et RP-05 avec l'emplacement des débitmètres. 52
Figure 3.22 Schéma de montage pour l'étalonnage des débitmètres. 54
Figure 3.23 Étalonnage en vitesse du débitmètre No.1. 55
Figure 3.24 Étalonnage en hauteur d'eau du débitmètre No.1. 55
Figure 3.25 Étalonnage en vitesse du débitmètre No.2. 56
Figure 3.26 Étalonnage en hauteur d'eau du débitmètre No.2. 56
Figure 3.27 Schéma indiquant les grandeurs nécessaires au calcul du rayon hydraulique. 58
Figure 3.28 Vitesse d'écoulement (symbole '+') et hauteur d'eau (symbole '×') dans la conduite haute reliant les regards RP06 et RP05 (débitmètre No.2). 59
Figure 3.29 Courbe de tarage reliant hauteur et vitesse d'écoulement pour la conduite haute (surverse) située entre les regards RP-06 et RP-05 (débitmètre No.2). 60
Figure 3.30 Niveaux d'eau mesurés par le débitmètre No.1 dans le regard d'échantillonnage RP-06 et par le débitmètre No.2 dans la conduite haute (surverse) reliant le regard RP-06 au regard RP-05, pendant toute la durée de l'étude. 62
Figure 3.31 Niveau d'eau dans la conduite haute (débitmètre No.2) en fonction du niveau d'eau dans le regard RP-06 (débitmètre No.1). 63
Figure 3.32 Corrélation entre la valeur simulée H_{simu} et la valeur mesurée $H_{conduite}$ de la hauteur d'eau dans la conduite haute (surverse) reliant les regards RP-06 et RP-05 64
Figure 3.33 Validation de la hauteur d'eau dans la conduite de surverse simulée. . . 65
Figure 3.34 Comparaison de la courbe de tarage expérimentale et celle fournie par le constructeur du régulateur de débit à vortex reliant la hauteur d'eau en amont de régulateur au débit en aval. 66
Figure 3.35 Ajustement de l'aire mouillée en fonction de la hauteur d'eau en présence de la sonde débitmétrique. 68
Figure 3.36 Volume total évacué cumulatif depuis le 21 novembre 2012. 69
Figure 3.37 Schéma de l'infiltromètre Philip-Dune modifié utilisé durant l'étude. . . 71
Figure 4.1 Rain garden sub-catchment and hydraulic structures, (adapted from Dugué (2010)). 79

Figure 4.2 Rain garden photo at the end of summer (a) on 2013/09/25 and in winter (b) on 2014/01/07 (image by authors). 80
Figure 4.3 Sectional view of the rain garden. The blue layer represents the saturated zone. (A) is the surrounding soil, (B) the soil media, (C) the ponding zone and (D) is the gravel layer. (adapted from Dugué (2010)) 81
Figure 4.4 Snow deposit on the parking lot (image by authors). 82
Figure 4.5 Flow meters and vortex flow regulator locations. Manhole RP-06 is the outlet sampling location (adapted from Dugué (2010)). 83
Figure 4.6 Outflow and inflow volumes per event (a); hydraulic retention efficiency Vs rainfall amount (b) ; hydraulic retention efficiency VS rain garden water level (c) ; and hydraulic retention efficiency VS time since previous runoff event (d). 85
Figure 4.7 Distribution of hydraulic retention efficiency. The surface under each histogram (cold, warm seasons and whole study) is equal to unity. . . . 87
Figure 4.8 Rainfall event during the warm season (a) on 2013/10/07 and during cold season (b) on 2014/01/05. *Level N2* corresponds to water level measured by flowmeter No.2 (see Fig. 4.5). 88
Figure 4.9 Monthly inflow and outflow volumes. 88
Figure 4.10 TSS concentration during the study in influent and effluent. 89
Figure 4.11 Correlation between turbidity and TSS in influent and effluent. 91
Figure 4.12 Zinc concentration during the study in influent and effluent. 92
Figure 4.13 Copper concentration during the study in influent and effluent. 93
Figure 4.14 TKN concentration during the study in influent and effluent. 94
Figure 4.15 Correlation between TKN and Ni in influent and effluent. 95
Figure 4.16 Phosphorous concentration during the study in influent and effluent. . . 96
Figure 4.17 Chlorides concentrations in influents and effluents. 97
Figure 5.1 New Polytechnique Montréal building, top view. Green roof is in green, bare roof is white. 101
Figure 5.2 Photo of monitored green roof section. 102
Figure 5.3 Drain Flow Meter (DFM) diagram with ultrasonic sensor on top, sectional view. 103
Figure 5.4 General view of laboratory calibration. 104
Figure 5.5 Front view of DFM calibration with graduated bucket. 105
Figure 5.6 DFM calibration rating curve. Error bars length is equal to the standard deviation of each set of calibration. C_e=0.6 and h_0=1 mm. 106
Figure 5.7 Denoising method effects. 107

Figure 5.8 Rainfall event on the green roof (2013/10/16). 108
Figure 5.9 Rainfall event on the green roof (2013/10/31). 109
Figure 5.10 Snowmelt event on 2013/12/05. 110
Figure 5.11 Snowmelt event on 2014/01/06. 111
Figure 5.12 Snowmelt event on 2014/01/11 111
Figure 5.13 Snowmelt event on 2014/01/14. 112
Figure A.1 Bouteilles d'échantillonnage pleines (prélèvement du 14 février 2013). . 128
Figure A.2 Zones d'échantillonnage du substrat dans le jardin de pluie. 130
Figure E.1 Coupes transversales au niveau du regard RPP-01 (a), et du regard RP-07 (b). (adapté de Dugué (2010)) 139
Figure E.2 Hydrogramme théorique d'une pluie centenaire, calculé par la méthode des blocs alternatifs avec un pas de temps Δt=5 min. 140
Figure E.3 Photo retouchée pour montrer la simulation de la mise en eau du jardin de pluie. 142

LISTE DES ANNEXES

Annexe A PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL DE SUIVI QUALITATIF DU JARDIN DE PLUIE 128
Annexe B PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL DE LA MESURE DE CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE 131
Annexe C MÉTHODES D'ANALYSE DE L'EAU ET DU SUBSTRAT 133
Annexe D CARACTÉRISTIQUES DES ÉVÈNEMENTS DE PLUIE ET RUISSELLEMENT PENDANT LA PÉRIODE D'ÉTUDE SUR LE JARDIN DE PLUIE 134
Annexe E PROTOCOLE POUR L'ÉVALUATION EXPÉRIMENTALE DE LA PERFORMANCE HYDRAULIQUE DU JARDIN DE PLUIE VIS-À-VIS DE SA PLUIE DE CONCEPTION 137

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BMP	Best Management Practice
CFT	Coliformes Fécaux Thermotolérants
CME	Concentration Moyenne par Évènement de pluie
CN	Curve Number
COT	Carbone Organique Total
DBO5	Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
DFM	Drain Flow Meter
ET	Évapotranspiration
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
IDF	Intensité Durée Fréquence
LID	Low Impact Development
MDDEFP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MEC	Mountain Equipment Coop (enseigne d'un magasin de plein air)
MES	Matières En Suspension
NTK	Azote total Kjeldahl
PGO	Pratiques de Gestion Optimale
pH	Potentiel Hydrogène d'une solution

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Les altérations croissantes des paysages naturels dues à une urbanisation grandissante causent de plus en plus d'effets néfastes sur les ressources en eau et leur qualité. L'expansion urbaine cause une imperméabilisation des surfaces naturelles ce qui engendre une diminution de l'écoulement de base des rivières et une réduction de la recharge des nappes d'eau souterraine (Harbor, 1994). L'imperméabilisation massive des sols a également conduit à un ruissellement urbain toujours plus important provocant ainsi une augmentation des inondations (Moscrip et Montgomery, 1997).

La croissance des zones urbaines est également responsable de la dégradation des environnements aquatiques de part les polluants qui sont rejetés dans les cours d'eau récepteurs. Les pluies lessivent les sols chargés de particules fines, de métaux lourds, de nutriments et d'hydrocarbures qui sont ensuite relâchés dans le milieu ambiant. Par ailleurs, les régions froides comme le Canada ou la Scandinavie doivent faire face à des défis supplémentaires concernant le drainage urbain (Oberts *et al.*, 2000). L'hiver l'épandage des sels de déglaçage sur les routes et les stationnements engendre des concentrations en sels pouvant être nocifs pour l'environnement (Ramakrishna et Viraraghavan, 2005).

Les impacts sur l'environnement ainsi que les effets socio-économiques néfastes ont conduit au développement d'une planification plus intelligente de la croissance urbaine, plus sensible aux ressources en eau et qui favorise un développement de faible impact « Low Impact Development (LID) ». Les pratiques de LID ont été initiées dans le conté de Prince George dans le Maryland (County, 1999) et leur but général est de préserver l'hydrologie pré-développement. Contrairement aux pratiques traditionnelles de drainage qui tentent en général de simplement atténuer les débits de pointes, l'utilisation de LID aide également à maintenir le volume de ruissellement pré-développement (Dietz, 2007). Les pratiques structurales de LID s'appellent au Québec les « Pratiques de Gestion Optimale (PGO) des eaux pluviales ». Les PGO se développent progressivement au Québec notamment grâce à la rédaction du guide de gestion des eaux pluviales du Ministère du Développement Durable, de l'environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP). Le but de ce guide est d'aider les acteurs du drainage urbain (concepteurs, urbanistes, paysagistes, décideurs municipaux, etc.) à identifier les problématiques locales de ruissellement urbain et de les aider à mettre en oeuvres des pratiques plus

respectueuses de l'environnement (MDDEFP, 2011). L'ensemble de cette démarche s'appuie sur l'affirmation de l'agenda 21 du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro « think global, but act local » (*penser global mais agir local*). En effet, plutôt que d'agir à l'échelle de la ville en drainant toutes les eaux pluviales d'un seul coup, les approches récentes tendent à agir directement au niveau de la source de pollution (jardin de pluie, toit vert, pavage poreux, bassin de rétention, etc.) et au niveau du réseau de drainage (noues engazonnées, tranchées d'infiltration, etc.).

Depuis les années 1990, les PGO font l'objet d'une attention particulière au sein de la communauté scientifique contribuant ainsi à diffuser leur mise en place dans de nombreux pays (Ahiablame *et al.*, 2012). À partir des années 2000, les recherches scientifiques se penchent sur la performance de ces nouvelles pratiques de drainage et de nombreux articles traitent de la conception, de la performance, ou encore de la mise en place optimale des PGO (Dietz, 2007). Les PGO peuvent donc être une bonne alternative pour épurer les eaux de ruissellement chargées en polluants, pour diminuer les volumes et diminuer les débits de pointes dans le réseau de drainage.

1.2 Problématique

Toutefois, il manque des données concernant la performance des PGO en climat nordique. Concernant les toits verts, Berndtsson (2010) constate qu'il y aurait besoin de plus d'études pendant la fonte des neiges pour pouvoir quantifier l'efficacité hydrologique des toits verts en hiver. Le manque d'études en hiver s'explique de deux façons. D'une part, la population concernée par la problématique du climat nordique est beaucoup moins nombreuse que la population vivant en climat tempéré. D'autre part, le suivi expérimental des PGO est essentiel pour évaluer la performance de ces nouvelles pratiques et les conditions hivernales rudes limitent les capacités de la recherche scientifique.

1.3 Objectifs de recherche

L'objectif général est de réaliser le suivi expérimental des performances de deux Pratiques de Gestion Optimale en climat nordique.

Le présent mémoire traite du suivi expérimental de deux PGO distinctes. La première PGO est un jardin de pluie situé sur le stationnement du Mountain Equipment Coop à Longueuil, la seconde est un toit vert situé sur le toit du pavillon Lassonde de l'École Polytechique de Montréal. Dans les deux cas, la PGO a contribué à l'obtention de la certification LEED (Leadership in Energy and Environmental Design) du bâtiment. Ce suivi expérimental s'est déroulé sur 15 mois pour le jardin de pluie et sur 4 mois pour le toit vert. Pour ces deux

ouvrages, le suivi expérimental hivernal a été une préoccupation constante. Dans le cas du toit vert cela a même abouti à une conception novatrice du suivi du ruissellement.

1.3.1 Objectifs spécifiques

1. Établir et mettre en place une méthode de suivi hydrologique et de qualité des rejets d'un jardin de pluie en climat froid
2. Établir et mettre en place une méthode de suivi hydrologique d'un toit vert en climat froid
3. Évaluer les performances des deux PGO pendant toute l'année, notamment en hiver

1.3.2 Hypothèses de recherche

H1 : La méthode de suivi hydrologique du jardin de pluie permet de mesurer la performance du jardin de pluie en hiver.

Originalité : il y a peu d'études sur le suivi des jardins de pluie en hiver, et la plupart sont réalisés dans des conditions de laboratoire, alors que le jardin de pluie de ce mémoire draine quotidiennement le ruissellement des eaux pluviales d'un stationnement achalandé.

Réfutabilité : l'hypothèse sera réfutée si le suivi hydrologique ne permet pas d'obtenir une incertitude inférieure à 10% sur la capacité de rétention du jardin de pluie en hiver.

H2 : La méthode de suivi de qualité des eaux de rejet du jardin de pluie permet de mesurer la performance du jardin de pluie en hiver.

Originalité : identique H1.

Réfutabilité : l'hypothèse sera réfutée si la méthode de suivi qualitatif ne permet pas de mesurer des concentrations en polluants à l'entrée et à la sortie du jardin de pluie comprises dans les mêmes ordres de grandeur que la littérature.

H3 : L'hiver a un effet significatif sur la performance quantitative et qualitative du jardin de pluie en climat froid.

Originalité : identique H1.

Réfutabilité : l'hypothèse sera réfutée si la capacité de rétention ou les concentrations en polluants ne sont pas significativement différentes de celles mesurées le reste de l'année.

H4 : La méthode de suivi hydrologique du toit vert permet de mesurer la performance du jardin de pluie en hiver.

Originalité : il y a très peu d'études sur le suivi hydrologique d'un toit vert en hiver et aucune ne mesure la fonte des neiges en temps réel.

Réfutabilité : l'hypothèse sera réfutée si le suivi hydrologique ne permet pas d'obtenir une incertitude inférieure à 10% sur les débits de ruissellement du toit en hiver.

1.4 Plan du mémoire

Le chapitre 2 de ce mémoire est constitué d'une revue de littérature concernant la qualité des eaux pluviales urbaines et leurs particularités en climat froid, les principales Pratiques de Gestion Optimale, les critères de performance de ces PGO et enfin les performances des jardins de pluie et des toits verts. Le chapitre 3 présente les deux cas d'études de ce mémoire que sont le toit vert de l'École Polytechnique Montréal et le jardin de pluie du stationnement du magasin Mountain Equipment Coop (MEC). Le chapitre 3 explique la méthodologie qui a été mise en place sur le jardin de pluie pour réaliser le suivi expérimental. Puis, le chapitre 4 est un article scientifique soumis qui présente les résultats sur les performances du jardin de pluie du MEC. Le chapitre 5 explique la méthodologie et présente les résultats préliminaires sur la performance hydrologique du toit vert. Le chapitre 6 est une courte discussion qui revient sur la pertinence des critères de performance des PGO dans leur application en climat froid. Ce chapitre met aussi en avant les difficultés de la mise en place de suivis expérimentaux en hiver. Enfin, le chapitre 7 conclut le mémoire, propose des recommandations et des ouvertures.

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Qualité des eaux de ruissellement en climat froid

Pour savoir si une PGO est capable de traiter les polluants contenus dans les eaux de ruissellement, il est important d'identifier les polluants principaux issus du ruissellement et de donner les concentrations typiques pour chacun de ces polluants. Ensuite, il faut savoir s'il existe des normes de rejet pour chaque polluant et s'il n'y a pas de norme il faut déterminer si les ministères de l'environnement ont établi des recommandations sur les concentrations de rejet.

2.1.1 Paramètres caractéristiques de la qualité d'eau

Les matières en suspension (MES) proviennent de l'érosion des surfaces urbaines (routes, toit, jardins, terrasses, etc.). Elles sont d'importants vecteurs de pollution (Dechesne, 2002).

Les métaux lourds que l'on retrouve le plus souvent dans les eaux de ruissellement urbain sont le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). La source la plus importante de cuivre est l'usure des freins de voiture, et celle du zinc est l'usure des pneus sur la chaussée. Le plomb est probablement le polluant le plus connu de l'opinion publique car son utilisation a été généralisée par le passé et que l'on sait maintenant qu'il représente un réel danger pour la santé publique (saturnisme, troubles psychiques) (Martinelli, 1999). De plus, il est particulièrement connu pour ses capacités de bioaccumulation et de bioamplification. Les métaux lourds ne sont pas biodégradables mais sont persistants dans l'environnement naturel et dans les systèmes biologiques. La toxicité de ces élément pour les organismes vivants dépend de leur forme chimique. D'après Moura (2008) les plantes peuvent les absorber, le sol peut les retenir par échanges d'ions et les molécules comme l'argile, les Matières En Suspension (MES), les oxydes de fer ou de manganèse peuvent absorber ces métaux lourds (en fonction du pH et du taux d'oxygène du milieu). En analysant la concentration en métaux lourds en fonction de la granulométrie des particules, Westerlund et Viklander (2006) montre que les métaux lourds sont surtout liés aux particules fines ($< 10\mu m$). Les métaux lourds sont capables de former des complexes avec des ligands organiques et être alors solubles. Ils deviennent alors plus mobiles et plus biodisponibles (Martinelli,

1999).

Les nutriments sont les matières nutritives essentielles à la croissance des plantes. Ils sont composés principalement d'azote et de phosphore. Ils proviennent naturellement de la dégradation de matière organique et de façon anthropique par l'ajout d'engrais.

La figure 2.1 montre les transformations de l'azote et les différentes formes chimiques de l'azote. Dans les eaux de ruissellement urbain, l'ion ammonium (NH_4^+) provient essentiellement de la pluie et de la neige par dissolution de l'azote atmosphérique dans les nuages ainsi que de la décomposition de la matière organique par les bactéries et les champignons (Martinelli, 1999). Il est peu toxique mais il peut être responsable de la corrosion des conduites notamment quand elles sont en cuivre, et il inhibe l'effet désinfectant du chlore. Les nitrates (NO_3^{2-}) ont de nombreuses origines, mais il sont utilisés comme engrais ce qui provoque une augmentation de leur concentration au printemps. Ils peuvent être dangereux pour l'homme et surtout pour la femme enceinte lorsqu'il se trouve à de fortes concentrations (>50 mg/L) (Martinelli, 1999).

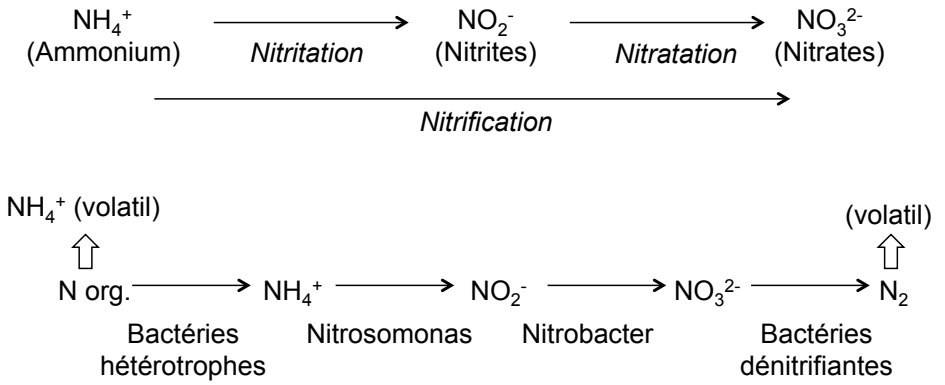

Figure 2.1 Schéma des transformations possibles de l'azote à partir de Martinelli (1999).

Le phosphore se retrouve globalement sous sa forme minérale où on l'appelle phosphate (PO_4^{3-}) et sous sa forme hydrogénée ($H_2PO_4^-$ et HPO_4^{2-}). C'est le pH qui gère la forme sous laquelle se présente le phosphore. Les phosphates sont responsables de la prolifération des algues dans les milieux récepteurs (phénomène d'eutrophisation).

La matière organique est composée de molécule majoritairement à base d'atomes de carbone et d'hydrogène et dans une moindre mesure d'atomes d'oxygène et d'azote. De nombreuses matières sont donc considérées comme organique, c'est le cas des micro-organismes, les molécules naturelles issues du vivant ou certaines molécules de synthèse. La plupart de ces matières sont biodégradables mais avec des cinétiques très différentes (Moura, 2008). Pendant

leur dégradation, il se crée des composés intermédiaire qui peuvent être toxiques (Dechesne, 2002). Les composés ultimes de cette dégradation sont les nutriments et le dioxyde de carbone. Pour quantifier la concentration en matière organique des eaux de ruissellement, on utilise des indicateurs globaux comme la Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (DBO5) (ou de plus en plus souvent le Carbone Organique Total (COT))représentant la matière organique biodégradable. On utilise aussi la DCO évaluant toute la matière oxydable, qu'elle soit ou non biodégradable.

Les hydrocarbures , comme leur nom l'indique, sont composés uniquement d'atomes de carbone et d'hydrogène. Il existe de nombreuses familles d'hydrocarbures telles que les hydrocarbures paraffinées, les hydrocarbures naphtéiques, les composés olénifiques, les composés aromatiques et parmi ceux-ci les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). Dans les eaux de ruissellement urbain, la source majoritaire d'hydrocarbures est le lessivage de l'essence, de l'huile et des produits de combustion accumulés sur les surfaces urbaines (Moura, 2008). Une grande partie des hydrocarbures contenus dans les eaux de ruissellement se fixent aux matières en suspension tandis qu'une faible portion constitue un film qui limite les échanges entre l'eau et l'air (Moura, 2008).

Les sels des eaux de ruissellement sont surtout issus des sels de déglaçage utilisés en hiver pour l'entretien des routes. Les sels sont surtout composés d'ions chlorure (Cl^-), d'ions sodium (Na^+) et d'ions calcium (Ca^+). Ces ions ne sont pas toxiques pour l'homme mais ils engendrent la remobilisation des métaux lourds. De plus, ces ions sont très solubles et peuvent contaminer les nappes d'eau souterraines. D'après la revue de littérature de Ramakrishna et Viraraghavan (2005) sur l'impact des sels de voiries sur l'environnement, des pics de concentration en sels ont été mesurés mais les concentrations diminuent graduellement par dilution. Toutefois, les chlorures persistent pendant toute l'année à cause des nappes souterraines concentrées en sel. Le sel contenu dans les eaux de ruissellement hivernale peut causer une stratification des lacs, et favoriser la prolifération des algues. L'augmentation de la concentration en chlorures des eaux souterraines a un impact direct sur l'approvisionnement en eau potable par ces nappes.

2.1.2 Les eaux de ruissellement en climat froid

Tout d'abord, dans la classification de Köppen-Geiger (Kottek *et al.*, 2006), une région de climat froid est définie comme une aire où le mois le plus froid a une température moyenne inférieure à -3° C. Avec cette définition, la région de Montréal Québec Canada a un climat froid. Le cycle de l'eau habituellement décrit pour un climat tempéré se complexifie lorsqu'on

s'intéresse aux climats froids (Oberts *et al.*, 2000). En effet, les précipitations, les polluants et la formation et la fonte de la couverture neigeuse en climat froid rend le cycle hydrologique tout particulier. Ainsi, le ruissellement qui résulte de ces conditions particulières ne dépend pas uniquement de la hauteur de précipitation mais de nombreuses variables climatiques telles que la température de l'air, le vent, le rayonnement solaire, les sources de chaleurs créées par l'homme, les produits chimiques et les particules qui affectent la fonte de la neige en milieu urbain (Oberts *et al.*, 2000). En hiver, les sources de polluants évoluent car les moteurs à combustion sont moins efficaces et relâchent une plus grande quantité de polluants que l'été. Par ailleurs, les sels de déglaçage et les graviers sont autant de polluants qui n'apparaissent qu'à l'hiver dans les zones urbaines. Ainsi, Oberts (1990) montre que près de 60% de la quantité totale de certains polluants est relâchée dans les eaux de ruissellement pendant l'hiver. Oberts *et al.* (2000) identifie quatre sources de polluants en hiver :

- les retombées aéroportées (les flocons de neige capturent les particules fines en suspension dans l'air)
- les dépôts directs sur la chaussée et sur le bas-côté (hydrocarbures, sels de déglaçage, métaux lourds...)
- agents antidérapants et sels de déglaçage (re-mobilisation des métaux lourds et des matières organiques contenus dans les sols)
- sources diverses (érosion de la chaussée, ordures)

Par ailleurs, le relargage des polluants contenus dans le manteau neigeux urbain ne se fait pas de façon continue et uniforme. Au contraire, près de 30% des polluants sont évacués par la première fonte de neige (Oberts *et al.*, 2000). Le phénomène de « first flush » est généralement utilisé pour caractériser le lessivage par la pluie des surfaces urbaines pendant les premières minutes d'un évènement pluvieux. Les concentrations en polluant que l'on retrouve dans les eaux de ruissellement issues du « first flush » sont souvent beaucoup plus élevées que les concentrations moyennes. Ce phénomène se retrouve donc également en hiver lorsqu'il s'agit de manteau neigeux.

(Novotny, 1999) recense les principaux polluants et leur concentration que l'on retrouve dans le manteau neigeux en zone urbaine. Ces données sont résumées dans le tableau 2.1.

2.1.3 Recommandations sur la qualités des eaux de ruissellement

La première référence est un guide rédigé par Santé Canada (2010) qui donne des recommandations pour les niveaux de polluants dans le cadre de la réutilisation des eaux grises pour alimenter la chasse d'eau des toilettes.

Une deuxième référence est tirée de Chambers *et al.* (1997), elle présente des recommandations de qualité des effluents des eaux usées dans le but de conserver une qualité acceptable

Tableau 2.1 Comparaison des données de qualité du manteau neigeux résumée à partir de Novotny (1999).

Polluant	Résidentiel	Commercial	Industriel (2 sites)	Sept autres études (Nb.)
MES, mg/L	185-352	231-595	387-3199	3-3100 (6)
TCu, μg/L	3-54	81-225	89-135	1-510 (3)
Sol Cu, μg/L	<1-10	3-13,4	3,1 (1 site)	-
TPb, μg/L	50-103	134-293	46-213	-
Sol. Pb, μg/L	ND-22	ND-77	ND-<20	-
TZn, μg/L	213-651	332-771	186-777	0,02-43 (3)
Sol. Zn, μg/L	5-319	9-47	5-25	-
TP, mg/L	0,24-0,52	0,58-1,04	0,38-1,97	-
TKN, mg/L	1,36-3	1-6,5	1,2-6,6	-
NO2+NO3, mg/L	0,25-1	0,37-1,3	0,25-1,1	0,07-5,2 (2)
DCO, mg/L	49-130	114-627	75-591	22-1049 (5)
Chlorures, mg/L	-	-	-	<1-12005 (5)
DBO5, mg/L	-	-	-	7,5-18 (4)
pH	-	-	-	5,1-9,2 (5)
Solides totaux, mg/L	<2000-7000	494-23800	48-630 (1 site)	4950-6945
P inorg., mg/L	-	-	-	,1-3,6 (4)
TCd, μg/L	-	-	-	1-270 (3)
Cyanide, mg/L	9-345	49-270	<2-18	0,24 (1)

des eaux de surfaces réceptrices (tableau 2.3).

2.1.4 Recommandations sur la qualités des sols

Mêmes si l'enjeu principal de ce mémoire est la qualité des eaux de ruissellement, il est important également de considérer la qualité du substrat des ouvrages de rétention des eaux pluviales. Ainsi, les végétaux ne peuvent pas supporter de trop grandes concentrations de métaux lourds pour leur croissance, voici les teneurs critiques à ne pas dépasser (Singh, 1994 cité par Martinelli (1999)) :

- 200 mg de plomb par kg de matière sèche
- 8 mg de cadmium par kg de matière sèche
- 100 mg de cuivre par kg de matière sèche
- 400 mg de zinc par kg de matière sèche

Tableau 2.2 Recommandations pour les eaux domestiques recyclées utilisées dans les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs (Santé Canada, 2010).

Paramètre	Unité	Paramètre de qualité de l'eau	
		Médiane	Maximum
DBO5	mg O2/L	≤ 10	≤ 20
MES	mg O2/L	≤ 10	≤ 20
Turbidité	UTN	≤ 2	≤ 5
Escherichia coli	UFC/100 mL	Non détecté	≤ 200
Coliformes thermotolérants	UFC/100 mL	Non détecté	≤ 200
Chlore résiduel total	mg/L	$> 0,5$	

Tableau 2.3 Recommandation pour la qualité de l'eau de surface, extrait du tableau 9 de Chambers *et al.* (1997).

Paramètres	Unité	Paramètre de qualité de l'eau
Coliformes fécaux	UFC/100mL	0
Coliformes totaux en l'absence de coliformes fécaux	UFC/100mL	<10
Cd	mg/L	<0,005
Cr	mg/L	<0,05
Cu	mg/L	<1,0
Fe	mg/L	<0,3
Pb	mg/L	<0,01
Zn	mg/L	<5,0
N sous forme de NO	mg/L	<10

2.2 Pratiques de gestion optimale des eaux pluviales (PGO)

Le but recherché dans l'implantation des pratiques LID aussi appelées PGO est de reconstituer l'hydrologie naturelle pré-développement d'un site en utilisant des mesures de contrôles à très petite échelle. Ils existent de nombreux types de PGO que l'on peut catégoriser en deux grands groupes : les PGO structurales et non-structurales (MDDEFP, 2011). Les PGO non-structurales impliquent des approches qui prennent en compte le territoire, l'utilisation de nouvelles techniques d'entretiens ou des moyens préventifs sans la mise en place d'ouvrages. Les PGO structurales nécessitent quant à elles la construction d'ouvrages de contrôle. Les PGO structurales peuvent être classées selon leurs principales caractéristiques (bassins de rétention, marais artificiels, systèmes avec végétation, systèmes avec infiltration, systèmes de filtration et autres). Ou bien, elles peuvent êtres classées selon leur mode de contrôle des eaux de ruissellement : physique, chimique ou biologique (MDDEFP, 2011). Ainsi, la suite de cette partie de la revue de littérature se penche sur la description d'une douzaine de PGO adaptées

de Maté Marin (2013). On y met notamment l'emphase sur les deux PGO particulières qui font l'objet de ce mémoire : les toits verts et les jardins de pluie.

2.2.1 Toit vert

Un toit vert (« green roof ») est un toit couvert de plantes cultivées dans le but de remplacer au moins partiellement la végétation initialement présente avant la construction du bâtiment. Cette nouvelle conception du toit présente de nombreux avantages qui atténuent l'impact de la pollution urbaine. En effet, les toit verts peuvent améliorer la gestion des eaux pluviales en réduisant les volumes de ruissellement, en diminuant les pointes de débit de ruissellement dans le réseau de drainage, en améliorant la qualité de l'eau. Ils peuvent améliorer l'environnement urbain en conservant l'énergie du bâtiment, en diminuant la pollution de l'air extérieur, en atténuant le phénomène d'îlot de chaleur, en séquestrant le dioxyde de carbone, en favorisant la biodiversité et en améliorant l'esthétique du bâtiment (Rowe, 2011). De manière générale, les toits verts sont constitués de quatre couches successives de bas en haut : un matériau drainant, un filtre pour éviter la perte de particules du substrat, un substrat, la végétation (Berndtsson, 2010). Il existe une grande variété de design entre les différents fournisseurs de toit vert. De plus, selon le pays la législation concernant l'imperméabilisation du toit varie ce qui donne encore lieu à des variantes de conception.

Les toits verts peuvent être répartis en deux catégories : les toits verts extensifs et les toits verts intensifs. Cette classification se fait généralement à partir de l'épaisseur de substrat, de la hauteur des plantes et du niveau de maintenance requis. Les toits verts extensifs sont généralement composés de plantes de petites tailles comme du gazon, des mousses et du sédum, et l'épaisseur du substrat est faible ($< 15cm$). Ils ne requièrent pas ou peu d'entretien. Au contraire, les toits verts intensifs sont composés de plantes de plus grandes tailles comme des arbustes ou parfois même des arbres. L'épaisseur de substrat nécessaire pour un toit vert intensif est donc plus élevée ($> 15cm$), et il requiert plus d'entretien. Le toit vert du pavillon Lassonde de l'École Polytechnique de Montréal qui fait l'objet d'un chapitre de ce mémoire se trouve dans une catégorie intermédiaire puisqu'il est qualifié de toit vert semi-intensif. En effet, la couche de substrat est d'une épaisseur allant de 150 à 300 mm. Les plantes qui y sont installées est un mélange de plantes vivaces et de fleurs qui requièrent un entretien légèrement plus soutenu que le toit vert extensif. Il est important de souligner que selon la catégorie de toit vert que l'on choisit d'installer la contrainte exercée sur la structure du bâtiment. Cette contrainte supplémentaire par rapport à un toit conventionnel doit être prise en compte lors du dimensionnement de la structure et du toit vert. C'est la raison pour laquelle l'ensemble du toit du pavillon Lassonde n'a pas été végétalisé. La charge créée par un toit entièrement vert n'aurait pas pu être supporté par la structure du bâtiment (Polytechnique, 2005).

De nos jours, les toits verts ont surtout un rôle esthétique, mais leur utilisation a commencé il y a plusieurs siècles dans les pays nordiques dans un but d'isolation thermique. Puis, en Allemagne s'est créé un mouvement pour le développement des toits verts à la fin des année 1970 engendrant ainsi le début de la recherche dans ce domaine. C'est pourquoi l'un des guides de conception le plus complet est allemand (FLL, 2002). En Suisse, la construction de toits plats végétalisés est encouragée par la législation (Berndtsson, 2010).

2.2.2 Récupération des eaux de pluie provenant des toits

La récolte des eaux pluviales provenant des toits vers une citerne ou un réservoir permet de stocker l'eau de pluie à la source. C'est une pratique facile à mettre en place chez un particulier. Il pourra ensuite réutiliser l'eau de pluie pour l'irrigation de son jardin ou de ses plantes d'intérieur. Il est également possible de déconnecter les toits de bâtiments collectifs ou commercial pour pouvoir ensuite réutiliser l'eau de pluie pour la chasse des toilettes du bâtiment. C'est le cas dans le pavillon Lassonde de l'École Polytechnique de Montréal ainsi que dans le magasin de Mountain Equipment Coop à Longueuil. Pour pouvoir réutiliser l'eau de pluie pour la chasse des toilettes, il est nécessaire de faire un traitement primaire de l'eau de pluie à l'aide de chlore. Cette variante à plus grande échelle nécessite également d'avoir planifier cette utilisation avant la construction du bâtiment car il faut construire un réservoir en béton qui recueillera le ruissellement du toit.

2.2.3 Déconnexion de gouttières des toits vers une zone perméable

Les toits représentent une grande portion de la surface imperméable d'une ville, par conséquent ils sont responsables d'un grand volume de ruissellement supporté par le réseau de drainage. Par conséquent, le débranchement des gouttières vers une zone perméable est une façon efficace de diminuer le volume de ruissellement. Il faut néanmoins prêter attention à ne pas inonder les fondations des bâtiments en déversant l'eau à une trop faible distance des fondations.

2.2.4 Tranchée d'infiltration

La tranchée d'infiltration (« infiltration trench ») est généralement une tranchée remplie de gravier et de pierre qui permettent d'infiltrer rapidement les eaux de ruissellement. Le but est de contribuer à recharger les nappes d'eaux souterraines. Il est parfois utile d'inclure une PGO en amont pour éliminer les sédiments qui peuvent colmater la tranchée.

2.2.5 Puits sec drainant

Les puits drainant sont souvent des puits peu profonds remplis de pierres et de gravier. Il permettent d'infiltrer les eaux des gouttières ou des aires imperméables environnantes de petite dimension. Le puits drainant a l'avantage de requérir peu de surface au sol. Comme la tranchée d'infiltration, il est sensible au colmatage et ne devrait pas être installé dans une zone ayant une forte concentration en sédiments.

2.2.6 Pavage perméable

Le pavage perméable (« pervious pavement ») ou poreux est conçu pour stocker temporairement les eaux de ruissellement de surface et de permettre une lente infiltration. Le pavage perméable fait l'objet de nombreuses attentions et de nombreuses études se sont penchées sur sa conception et ses performances (même en climat froid). Le pavage poreux inclut les pavage par bloc, les systèmes à grille plastique, l'asphalte poreuse et le béton poreux (Dietz, 2007). Le pavage par bloc consiste à laisser des interstices que l'on comble avec un matériau drainant comme du gravier. Les grilles en plastiques sont disponibles depuis quelques années. À l'inverse du pavage par bloc de béton qui sont majoritairement imperméables, les grilles en plastique sont majoritairement perméables. Les larges ouvertures de la grille permettent de remplir avec un matériau drainant comme de la pierre concassée, des graviers ou du gazon. L'asphalte poreuse est une variante de l'asphalte classique que l'on utilise pour les routes. Son développement a commencé dans les année 1970 car elle a la capacité de réduire le bruit de roulement des véhicules et la capacité d'évacuer l'eau de la surface de la route (Dietz, 2007). Pour l'utiliser en tant que PGO il faut mettre une couche de gravier sous l'asphalte, cette couche permet de stocker l'eau de ruissellement et de l'infiltrer ensuite dans le sol environnant. Enfin, le béton poreux est une variante du mélange classique du béton sauf que le sable fin n'est pas inclus dans le mélange. Ce type de béton est beaucoup moins tolérant et son installation requiert des installateurs expérimentés (Dietz, 2007). Une variante de ces systèmes consiste à installer un réservoir pour recueillir l'eau infiltrée par le pavage poreux. L'eau du réservoir est ensuite progressivement relâchée dans le réseau de drainage. Cette variante est utilisée lorsque le sol environnant n'est pas assez perméable ou bien lorsqu'on ne veut pas contaminer la nappe lorsque celle-ci est trop proche de la surface du sol.

2.2.7 Bande filtrante

Les bandes filtrante (« filter strips ») sont des bandes de terrain végétalisées, généralement avec du gazon, et en légère pente. Elles sont souvent utilisées comme pré-traitement car l'écoulement se fait en nappe et permet ainsi de faible vitesse et donc une bonne capture

des sédiments par la bande filtrante. Elles requièrent de l'espace et ne peuvent donc pas être facilement implantées dans une zone déjà fortement urbanisée (Maté Marin, 2013). Les bandes filtrantes peuvent être munies d'une membrane imperméable pour empêcher de contaminer la nappe souterraine. En aval de la pente de la bande filtrante, on place un puisard qui collecte l'eau filtrée. Ensuite le puisard est connecté pour acheminer l'eau filtrée vers une autre PGO ou bien vers le reste du réseau de drainage.

2.2.8 Jardin de pluie ou cellule de bio-rétention

Le jardin de pluie (« rain garden »), aussi appelé *cellule de bio-rétention* (« bioretention cell »), est une aire en dépression végétalisée conçue pour recueillir et traiter les eaux de ruissellement d'un petit bassin versant tel qu'une aire de stationnement. Le jardin de pluie utilise une couche de substrat à forte perméabilité pour permettre une bonne infiltration des eaux de ruissellement tout en filtrant et en retenant les polluants. La végétation qui y est plantée est composée d'arbres, d'arbustes et d'herbacée indigènes capables de supporter des périodes de sécheresse et d'inondations (Roy-Poirier *et al.*, 2010). Ces systèmes sont en général utilisés en milieu urbain pour des zones résidentielles ou commerciales. Ils ont la capacité de réduire les volumes de ruissellement, de diminuer les débits de pointe et de capter certains polluants issus du ruissellement (Ahiablame *et al.*, 2012). Le substrat est souvent recouvert d'une couche de paillis (petits morceaux de bois) pour favoriser la croissance des plante, retenir l'humidité et capturer certains polluants spécifiques. De plus, l'implantation de cette PGO peut contribuer à recharger les nappes d'eau souterraine en augmentant l'infiltration, à protéger de l'érosion les cours d'eau en réduisant les pics de débit et peut contribuer à améliorer l'état de santé de la végétation sauvage en réduisant la pollution aquatique. Dans certaines zones où les sédiments sont en grande concentration, il peut être nécessaire d'ajouter une PGO de pré-traitement en amont du jardin de pluie pour éviter de colmater l'ouvrage. Le jardin de pluie est parfois équipé d'une structure de drainage souterrain lorsque le sol environnant n'est pas assez perméable comme c'est le cas pour le jardin de pluie de Longueuil traité dans ce mémoire.

2.2.9 Noue végétalisée

Les noues végétalisées (« vegetated swales ») sont des canaux ouverts peu profonds à faible pente conçues pour transporter, contrôler et infiltrer les eaux pluviales grâce à des processus d'infiltration, de sédimentation et de filtration (Ahiablame *et al.*, 2012). De la végétation résistante à la sécheresse et aux inondations est planté dans ces noues. Les noues sont généralement utilisées pour remplacer les caniveaux et les conduites d'égouts en milieu

urbain, mais elles ont été initialement implantée en milieu agricole (Kirby *et al.*, 2005). Dans la littérature, la distinction entre les noues et les bandes filtrantes est parfois floue. Ainsi Ahiablame *et al.* (2012) inclut les PGO suivantes dans les systèmes de noues :

- noues d'infiltration
- biofiltres
- noues engazonnées
- bandes filtrantes

Les noues peuvent être sèches ou humides. L'atout principal de la noue végétalisée est de diminuer les vitesses d'écoulement du ruissellement et ainsi contrôler l'érosion des cours d'eau. En milieu urbain les noues ont également un rôle de contrôle de la qualité de l'eau en retenant certains polluants, notamment les MES. Une première variante consiste à installer de petits barrages de retenue dans la noue pour ralentir l'écoulement et favoriser encore plus la sédimentation des MES. Une seconde variante consiste à placer un drain perforé sous la noue lorsque le sol n'est pas assez perméable pour éviter que l'eau ne stagne trop longtemps.

2.2.10 Bassins de détention sec

Les bassins de détention secs sont des ouvrages de rétention des eaux pluviales en surface qui permettent de stocker temporairement les eaux de ruissellement pour soulager le réseau de drainage. Le fond d'un bassin de détention peut être muni d'une membrane imperméable pour empêcher l'infiltration des eaux de ruissellement lorsque la zone est sensible (nappe souterraine trop proche de la surface par exemple). Certains bassins de détention sont aussi conçu pour permettre d'infiltrer les eaux de ruissellement. Dans le fond de l'ouvrage, il peut être décidé de laisser le sol nu, mais on peut aussi y déposer une couche de matériau drainant (gravier, pierre concassée). Parfois, il y a du gazon dans le fond, mais ce n'est pas toujours intentionnel. Lorsque le sols naturel le permet, l'eau stockée par l'ouvrage est entièrement infiltrée. Dans le cas contraire, on laisse l'eau retourner au réseau de drainage par gravité mais en contrôlant le débit pour empêcher de surcharger les conduites. Ainsi, les deux objectifs principaux d'un bassin de détention est de diminuer les débits ruisselés de pointe et de réduire le volume envoyé dans le réseau. Ces ouvrages permettent de lutter efficacement contre les risques d'inondation.

2.2.11 Bassins de rétention à retenue permanente

Les bassins de rétentions à retenue permanente permettent d'atteindre les mêmes objectifs que les bassins secs sauf qu'il ne permettent pas de recharger la nappe. Les retenues permanentes sont souvent utilisées pour aménager des plans d'eau procurant ainsi un bénéfice

esthétique à l'ouvrage. De plus, un bassin à retenue permanente à l'avantage de favoriser une bonne décantation des sédiments permettant ainsi de réduire les concentrations en MES. Par contre, à surface égale, un bassin avec retenue permanente ne sera pas aussi efficace que le bassin sec car il ne peut pas emmagasiner autant d'eau.

2.2.12 Marais artificiel

Les marais artificiels sont des zones humides dans lesquelles est plantée de la végétation aquatique émergente conçues pour traiter les eaux de ruissellement. Dans ces ouvrages, c'est l'élimination des polluant qui est visée et ce grâce à l'action des plantes. Les marais artificiels sont aussi capables de réduire les débits et les volumes de pointes jusqu'à un certain degré. Enfin, ce sont des ouvrages qui apportent des bénéfices non négligeable à la qualité de l'eau et à l'environnement car il favorise la biodiversité.

2.3 Critères de performances des PGO

Pour évaluer la performance d'une Pratiques de Gestion Optimale il est nécessaire d'avoir recours à des critères de performance. Il en existe des dizaines comme l'atteste cette section de la revue de littérature. On peut les classer en cinq grandes familles :

1. critère économique
2. critère hydraulique
3. critère de qualité de l'eau
4. critère social
5. critères de santé et sécurité

Ces cinq familles de critères sont décrits dans la suite de cette section.

2.3.1 Critère économique

Le critère économique revient dans la plupart des études qui portent sur le choix et la conception des PGO (Maté Marin, 2013; Moura, 2008; Martin *et al.*, 2007; Jia *et al.*, 2013). Si la majorité des études s'accordent à dire que le coût de construction et les coûts de maintenance doivent être inclus dans le critère économique, il y a quelques points de différence qui méritent d'être éclaircis. Ainsi, le taux d'actualisation et la durée de vie devraient être intégrées à ce critère pour pouvoir objectivement comparer des PGO entre elles (Moura, 2008). Par ailleurs, il peut être intéressant de détailler le coût de construction en faisant apparaître le coût de l'étude de conception et le coût de l'achat du terrain (Moura, 2008). Les systèmes de bio-rétention sont des technologies qui n'ont pas encore atteint leur pleine

maturité, cela engendre donc des coûts supplémentaires en terme d'étude de conception. De plus, l'emprise au sol varie d'une PGO à l'autre et l'achat de terrain peut avoir un impact significatif sur le coût total d'un projet.

Moura (2008) propose un indicateur pour évaluer la performance économique d'un ouvrage vis-à-vis des coûts de maintenance et d'opération.

$$IS_{COUT} = C_{MAc} - \overline{C_{MPr}} \tag{2.1}$$

Avec :

- C_{MAc} : coût de maintenance de l'année actuelle, et
- $\overline{C_{MPr}}$: coût de maintenance moyen des années précédentes.

Cet indicateur est adéquat pour estimer la performance économique d'une PGO en opération. En effet, si IS_{cout} est proche de zéro alors cela signifie que la maintenance est dans la même gamme que les années précédentes, par contre s'il est très grand (positif) alors cela signifie que les opérations de maintenance ont fortement augmentée pendant l'année actuelle. Il faudra alors s'interroger sur les causes de cette augmentation, cela peut être dû par exemple à la réfection d'une partie de l'ouvrage. Dans le cas du climat froid, l'épandage de sel de voirie sur le pavage et le déneigement peuvent varier d'une année à l'autre. Il peut donc s'avérer intéressant d'inclure ces coûts dans le coût d'opération global d'une PGO en climat froid car cela peut être un indicateur de la bonne performance d'une PGO.

2.3.2 Critère hydraulique

Les critères hydrauliques concernent le volume de rétention, la vitesse d'infiltration dans l'ouvrage, la réduction des pics de débits et la réduction du volume évacué. Mais la performance ultime que l'on souhaite atteindre est de limiter les débordements pour des pluies d'une récurrence de conception données et ainsi protéger contre les inondations ou éviter les débordements en station d'épuration.

Vitesse d'infiltration

La vitesse d'infiltration peut être un bon critère de suivi de la performance d'un ouvrage et peut permettre de détecter s'il y a du colmatage. Moura (2008)propose ainsi l'indicateur suivant :

$$IS_{HYD2} = \max_i Ks_i \ (m/s) \tag{2.2}$$

Avec Ks_i la conductivité hydraulique à saturation de l'ouvrage i. Moura (2008) propose également d'avoir recourt à la résistance hydraulique pour le cas des ouvrages importants de

grande taille. L'avantage de la vitesse d'infiltration est qu'elle est facilement mesurable grâce à un infiltromètre à anneau.

Fréquence de débordement

La fréquence de débordement est spécifiquement traitée par Moura (2008) :

$$IS_{HYD1} = F_{deb}/F_{dim} \tag{2.3}$$

Avec :

- F_{deb} : fréquence de débordement de l'ouvrage en an^{-1}, et
- F_{dim} : fréquence de débordement de conception en an^{-1}.

Cet indicateur est assez simple à calculer dans la mesure où un suivi du niveau d'eau à la sortie a été mené. Moura (2008) indique qu'il est nécessaire de vérifier la période de retour des évènements pluvieux ayant provoquer le débordement.

Volume de rétention

Davis *et al.* (2012) définissent le volume de rétention comme étant le critère de conception le plus important concernant la performance hydraulique d'un jardin de pluie. L'application de ce critère peut être facilement élargi à n'importe quelle PGO. Le volume de rétention que Davis *et al.* (2012) appellent le « Bioretention Abstraction Volume » est défini comme étant le volume de ruissellement qui est capturé sans qu'il y ait d'écoulement par surverse ou par un drain perforé. Ce volume varie selon le design de la PGO, mais aussi pour un système donné, ce volume de rétention varie en fonction de l'humidité du substrat, du volume total de ruissellement et de l'intensité de la pluie. L'inconvénient de cette méthode est de ne pas pouvoir comparer les PGO lorsqu'elles n'ont pas la même dimension. En revanche, c'est une méthode intéressante pour évaluer si le volume de rétention prévu à la conception est semblable au volume de rétention réel. Davis *et al.* (2012) proposent une valeur théorique du volume de rétention en se basant sur les caractéristiques de la cellule de bio-rétention 2.4.

$$AveBAV = RZMS \times (\theta_{sat} - \theta_{WP}) + LMS \times (\theta_{sat} - \theta_{FC}) \tag{2.4}$$

Avec :

- $AveBAV$: volume de rétention moyen, « average BAV » (m^3),
- $RZMS$: volume de stockage du substrat dans la zone de développement des racines (m^3),
- θ_{sat} : teneur en eau volumique du substrat à saturation (%),

- θ_{WP} : teneur en eau volumique du substrat en-dessous de laquelle la plante est en stress hydrique conduisant à son flétrissement (%). WP est pour « wilting point », le point de flétrissement, et
- θ_{FC} : teneur en eau volumique du substrat restante après que le substrat saturé ait été drainé librement par gravité (%). FC est pour « field capacity », la capacité de rétention du terrain.

Réduction du volume de ruissellement

La réduction du volume de ruissellement ΔV (%) par évènement est un critère facilement calculable et compréhensible qui est largement utilisé dans la communauté scientifique (équation 2.5 d'après Khan *et al.* (2012a)).

$$\Delta V = \left(1 - \frac{V_{out}}{V_{in}}\right) \times 100\% \tag{2.5}$$

Avec :

- V_{in} : volume de ruissellement entrant dans la PGO pendant un évènement (m^3), et
- V_{in} : volume sortant de la PGO pendant un évènement (m^3).

Réduction du débit

La réduction du débit dépend si la PGO est munie d'un réservoir de détention qui permet de faire un laminage de crue, de plus la présence d'un substrat filtrant, l'écoulement en nappe ou la présence d'obstacle ralentissent l'écoulement et permettent ainsi de réduire le débit. Mais la réduction du débit n'est possible que s'il n'y a pas débordement, en effet s'il y a débordement alors la réduction du débit par le milieu filtrant a un effet limité. Le calcul de la réduction du débit de pointe ΔQ (%) peut être utilisé comme indicateur de performance (équation 2.6 d'après Khan *et al.* (2012a)).

$$\Delta Q = \left(1 - \frac{Q_{out}}{Q_{in}}\right) \times 100\% \tag{2.6}$$

Avec :

- Q_{in} : débit maximal de ruissellement entrant dans la PGO pendant un évènement (m^3/s), et
- Q_{out} : débit maximal de sortant de la PGO pendant un évènement (m^3/s).

Comme le mentionne Khan *et al.* (2012a), il est intéressant de prendre le débit correspondant au centre de masse de l'évènement de pluie. Cela permet d'atténuer les effets d'une pluie ayant plusieurs pics d'intensité.

Temps de rétention hydraulique

Dietz (2005) calcule le temps de rétention hydraulique en divisant la somme des volumes entrants par le volume sortant d'un jardin de pluie pour chaque semaine. Ce temps de rétention hydraulique s'exprime en semaine, il est repris dans la thèse de Muthanna (2007).

Temps de concentration

Le temps de concentration est la durée mise par une goutte d'eau la plus éloignée pour atteindre l'exutoire d'un bassin versant. Dans le cas d'une pluie d'intensité constante, le temps de concentration est la durée entre le début du ruissellement et l'instant où le débit de ruissellement maximal est atteint. Le problème de cette définition est que la pluie n'est jamais d'intensité constante. C'est pourquoi Dietz (2005) définit un temps de latence hydraulique « hydraulic lag time » comme étant la durée entre le début de la pluie et l'instant où le débit maximal sortant de la PGO est atteint. Avec cette définition, le temps de latence hydraulique varie pour un même bassin versant en fonction de la forme de la pluie, donc il est convenu de prendre la moyenne de ce temps de latence sur l'ensemble des évènements de pluie pendant la durée de l'étude. Cependant, si on analyse uniquement ce temps de latence hydraulique sans prendre en compte le moment où la pluie a commencé cela peut mener à de mauvaises interprétations. En effet, pour un volume total de précipitation identique, le pic d'intensité d'une pluie peut arriver dès le début de la pluie ou au contraire à la fin de la pluie. Or, entre ces deux cas extrêmes, la teneur en eau du sol est plus élevée dans le cas où le pic arrive à la fin de la pluie ce qui conduit à un temps de latence plus grand. C'est pourquoi Khan *et al.* (2012a) définit un facteur de délai FD normalisé (équation 2.7).

$$FD = \frac{t_{out} - t_{in}}{t_{in}} \tag{2.7}$$

Avec :

- t_{in} : durée entre le début de la pluie et le moment où le débit maximal entrant dans la PGO est atteint (s), et
- t_{out} : durée entre le début de la pluie et le moment où le débit maximal sortant dans la PGO est atteint (s).

Comme dans le cas de la réduction du débit, Khan *et al.* (2012a) propose de remplacer dans la définition de t_{in} et t_{out} le débit maximal par le débit du centre de masse.

2.3.3 Critère de qualité de l'eau

Un des principaux avantages des Pratiques de Gestion Optimale des eaux pluviales par rapport à des ouvrages hydrauliques conventionnels de rétention des eaux est leur capacité à retenir les contaminants contenus dans les eaux de ruissellement et ainsi diminuer la pollution des cours d'eau récepteurs. On est alors capable de réduire les coûts de traitement des eaux dans les station d'épuration des eaux usées puisque les eaux ayant besoin de traitement sont moins polluées. Il est donc important de pouvoir quantifier ce pouvoir épurateur pour les différentes PGO. Lorsqu'un suivi de la qualité de l'eau est mis en place sur un ouvrage de bio-rétention, on mesure des concentrations en polluants et des paramètres physico-chimique (pH, température, conductivité, etc.) à l'entrée et à la sortie de l'ouvrage. Par conséquent, le premier critère de qualité de l'eau est la concentration brute à la sortie de la bio-rétention pour chaque polluant. Cette méthode est préconisée par l'équipe de la BMP Database (Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc., 2007). La mesure brute de concentration peut être relevée par évènement de pluie ou bien pour une période donnée. Mais, il est toujours préférable de travailler avec des concentrations moyennes pondérées par le volume d'eau (Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc., 2009). Lorsque l'on travaille par évènement, cette Concentration Moyenne par Évènement de pluie s'appelle en anglais « Event Mean Concentration (EMC) ». On la calcule de la manière suivante :

$$\begin{aligned} CME &= \frac{\text{masse totale de polluant}}{\text{volume d'eau total}} \\ &= \frac{\int_{t_i}^{t_f} C(t)Q(t)dt}{\int_{t_i}^{t_f} Q(t)dt} \end{aligned} \tag{2.8}$$

Avec :

- CME : Concentration Moyenne par Évènement de pluie,
- $C(t)$: la concentration en polluant à l'instant t (mg/L),
- $Q(t)$: le débit de ruissellement à l'instant t (m^3/s),
- t_i : début du ruissellement, et
- t_f : fin du ruissellement.

Néanmoins, de nombreuses études utilisent des taux d'élimination des polluants pour caractériser la performance d'un système de bio-rétention. Un taux d'élimination des polluants permet en effet de comparer rapidement la teneur en polluant à l'entrée et à la sortie de l'ouvrage et ainsi montrer l'effet de la PGO sur la qualité de l'eau. Le taux d'élimination d'un polluant peut se faire en terme de concentration (ΔC) ou en terme de masse (ΔM) de polluant. Évidemment, le taux d'élimination en masse est préférable puisqu'il tient compte de la réduction du volume de ruissellement par le système. On utilise ici les notations de

Khan *et al.* (2012b) pour définir les deux types de taux d'élimination des polluants.

$$\begin{aligned}\Delta M &= 1 - \frac{\text{masse sortante de polluant}}{\text{masse entrante de polluant}} \\ &= 1 - \frac{M_{OUT}}{M_{IN}} \\ &= 1 - \frac{CME_{OUT}}{CME_{IN}}\end{aligned} \tag{2.9}$$

$$\Delta C = 1 - \frac{C_{OUT}}{C_{IN}} \tag{2.10}$$

Avec :

- ΔM : taux d'élimination en masse d'un polluant,
- M_{in} : masse de polluant entrant dans la PGO pendant un évènement (kg),
- M_{out} : masse de polluant sortant de la PGO pendant un évènement (kg),
- CME_{in} : CME entrant dans la PGO pendant un évènement (kg),
- CME_{out} : CME sortant de la PGO pendant un évènement (kg),
- ΔC : taux d'élimination en concentration d'un polluant,
- C_{in} : concentration moyenne de polluant à l'entrée de la PGO pendant un évènement (mg/L), et
- C_{out} : concentration moyenne de polluant à la sortie de la PGO pendant un évènement (mg/L).

Dans la suite de cette revue de littérature, c'est le taux d'élimination en masse (ΔM) qui sera utilisé si rien n'est précisé.

Comme cela est bien précisé par Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc. (2007), l'utilisation de taux d'élimination des polluants est délicate. D'une part, il est difficile d'extrapoler ces taux d'élimination lorsque l'on sort de la gamme de concentration mesurée pour leur élaboration. D'autre part, un taux d'élimination donne une information biaisée par la qualité des eaux de ruissellement qui entrent dans la PGO. Si les eaux sont très polluées on pourra atteindre des taux d'élimination très élevés et au contraire si les eaux sont peu polluées on peut obtenir des taux très faibles.

Enfin, Moura (2008) ajoute un critère de performance lorsque la PGO permet une infiltration des eaux de ruissellement dans le sol environnant. Elle propose d'ajouter un critère de *dégradation de la qualité de la nappe souterraine* et de *qualité du substrat*. Lorsque c'est possible, des échantillons d'eau de la nappe souterraine devraient être prélevés. De plus, les concentrations en polluant du substrat devraient aussi être mesurées pendant un suivi expérimental. L'avantage d'évaluer la qualité du substrat est de pouvoir évaluer l'effet non pas d'une seule pluie mais bien de l'accumulation de précipitation depuis l'installation de

l'ouvrage. A cause de la variabilité de pollution et de débit entre deux pluies, il n'est pas envisageable d'établir la performance de l'ouvrage sur des pluies isolées. Il est beaucoup plus adéquat de mesurer la pollution accumulée sur plusieurs jours voire plusieurs semaines ou mois (UDFCD, 2010).

2.3.4 Critère social

Le critère social correspond à l'impact de la PGO sur la société. Un premier critère social est l'acceptabilité de la PGO par les citoyens qui la côtoient (Maté Marin, 2013). D'ailleurs, dans l'acceptabilité sociale, l'investissement public peut jouer un rôle important lorsqu'il s'agit d'une PGO installée par une municipalité. Moura (2008) mesure l'acceptabilité sociale d'une PGO par un le nombre de plaintes des riverains. L'avantage de ce critère est qu'il est assez simple à mesurer, en revanche il ne prend pas en compte les bénéfices qu'en retire la communauté, ne serait-ce que sur le plan esthétique.

Un deuxième critère social est le niveau d'équipement, ou encore les bénéfices connexes apportés par la PGO à la communauté (Martin *et al.*, 2007; Maté Marin, 2013). Jia *et al.* (2013) traite notamment de la récupération et réutilisation des eaux de pluie. Ce critère est également un critère environnemental puisque la réutilisation des eaux de pluie sert à diminuer la quantité d'eau potable consommée, et à diminuer la quantité d'eau rejetée à l'égout pluvial.

Enfin, les bénéfices esthétiques sont importants à prendre en compte dans le cadre de l'acceptabilité sociale puisque c'est l'aspect le plus direct qui va influencer l'attitude des résidents face à une PGO (Jia *et al.*, 2013; Martin *et al.*, 2007).

2.3.5 Critères de santé et sécurité

Maté Marin (2013) propose un critère semi-quantitatif concernant les risques sur la santé et la sécurité de la population qu'elle divise en trois sous-critères : le risque d'inondation, les risques pour les riverains dus à l'opération de la PGO (noyade, chutes des berges, etc.) et les risques sur la santé (moustiques, pollution de la nappe, etc.). Ce critère est bien défini et balaie un large éventail de la question santé et sécurité. Il faut néanmoins faire attention à ne pas mélanger les critères pour qu'ils ne soient pas redondants. Ainsi, le risque de pollution de la nappe est un danger pour la population si celle-ci prélève l'eau directement depuis la nappe pour la consommation. De plus, ce sous-critère s'apparente plus à un critère qualitatif (qualité de l'eau). De même, la protection contre les inondations pourrait être considérée comme faisant partie des critères hydrauliques.

Moura (2008) pour sa part développe trois indicateurs différents pour évaluer la perfor-

mance d'une PGO vis-à-vis de la sécurité et santé du personnel et des usagers. Ces indicateurs sont principalement basés sur la concentration en polluant de l'air aux abords de la PGO et la concentration en polluant dans le sol. Le premier indicateur prend en compte la concentration en polluants dans le sol de surface, c'est pour mesurer le risque encouru par les usagers. Dans le cas où la concentration en polluants seraient trop importantes, même si les cas sont rares où les usagers sont amenés de façon régulières à être en contact avec le substrat, c'est une mesure de précaution à ne pas négliger. En effet, il arrive qu'une PGO ne servent pas qu'un seul but, une PGO est parfois un lieu récréatif et la présence d'enfants, une population à risque, augmente l'impact des polluants sur les usagers. Le deuxième indicateur prend en compte la mesure de concentration des polluants dans l'air pour mesurer le risque pour les usagers. Le troisième indicateur concerne la pollution de l'air dans un environnement de travail. Cet indicateur est important dans le cas des bassins de rétention lorsque l'on opère une opération de maintenance d'envergure susceptible de remettre en suspension des polluants contenus dans le sol. Par exemple, lors d'une opération de curage (quand il y a colmatage) on enlève une couche de substrat imperméable par une couche plus perméable. Moura (2008) évoque les risques d'accidents sans pour autant émettre d'indicateur ou de critère pour ce risque. L'aspect sécurité de ce genre d'ouvrage n'est pas toujours bien cerné car il n'y pas toujours de norme de sécurité applicable pour ces ouvrages de rétention ou d'infiltration.

2.4 Performances des jardins de pluie et des toits verts

La plupart des études scientifiques qui se sont penchées sur la performance des jardins de pluie ou des toits verts s'est concentrée sur les critères hydraulique et de qualité de l'eau. Le critère économique est parfois mentionné. Les critères sociaux et de santé sécurité ne sont généralement pas abordés et c'est pourquoi la performance vis-à-vis de ces deux critères n'est pas mentionnée dans les sous-sections suivantes.

2.4.1 Performances des jardins de pluie

Tout d'abord, sur le plan économique Houle *et al.* (2013) rapporte que le coût annuel de maintenance d'un jardin de pluie représente 8% de l'investissement initial pour sa construction. Ensuite, le jardin de pluie (ou cellule de bio-rétention) est sûrement la PGO dont la performance a été la plus étudiée tant du point de vue de l'élimination des polluants que du point de vue hydrologique. La réduction du volume de ruissellement par les cellules de bio-rétention est bien documentée, avec des taux de rétention allant de 40% à 97% par évènement de pluie (Ahiablame *et al.*, 2012). De plus, la réduction du débit de pointe à la sortie du système a été démontrée. Par exemple Davis (2008) observe une réduction du débit de

pointe comprise entre 44% et 63% pour des cellules de bio-rétention installé dans le Maryland (États-Unis).

De nombreuses études ont montré que le jardin de pluie est un système efficace pour enlever les matières en suspension contenues dans les eaux de ruissellement. (Ahiablame *et al.*, 2012) recense dans la littérature des taux d'abattement des matières en suspension compris entre 0% et 99%. Par exemple, Davis (2007) a suivi deux cellules de bio-rétention et il mesure des taux d'élimination en masse des matières en suspension moyens de 22% et 41% pour chaque cellule.

Concernant la captation des nutriments, c'est aussi un domaine relativement bien documenté. Une étude en laboratoire sur des colonnes de bio-rétention a montré que sur une expérience répétée douze fois, la réduction moyenne en masse du phosphore total était de 63%, celle des nitrates ($NO_3 - N$) était de -16% et celle de l'ammonium ($NH_4^+ - N$) était de 13% (Hsieh et Davis, 2005b). Donc on observe une mauvaise performance du jardin de pluie pour éliminer les nitrates ($NO_3 - N$). Pour améliorer l'abattement des nitrates, Kim *et al.* (2003) montrent qu'en créant une zone anoxique à l'aide de papier journal déchiré dans la couche de sable, le taux d'élimination des nitrates grimpe à 80%. Par ailleurs, Dietz et Clausen (2006) montrent que l'ajout d'une zone saturée en eau dans le substrat permet d'améliorer la rétention des nitrates dans le jardin de pluie. Mais Davis (2007) mesure un taux d'élimination des nitrates de 83% pour une cellule ayant une zone saturée et aussi 83% pour une cellule sans zone saturée. Hunt *et al.* (2006) mesure quant à lui un taux d'élimination des nitrates allant de 13% à 75% pour des cellules sans zone saturée. Par ailleurs, Brown *et al.* (2013) montrent que l'afflux important d'azote organique via le dépôt de pollen au printemps en plus d'une période sans pluie prolongée sont responsables d'une exportation massive de nitrates ($NO_3 - N$). Récemment, une étude sur des cellules de bio-rétention de moyenne échelle ($0,20\ m^3$) a montré que la présence d'une zone saturée en eau contenant du papier journal déchiqueté a permis de réduire les concentrations en nitrates de plus de 99%, cependant les concentrations en azote total ont augmenté (Randall et Bradford, 2013). La présence d'une zone saturée en eau dans le substrat a donc tendance à améliorer l'élimination des nitrates. La performance des cellules de bio-rétention pour abattre les nitrates n'est donc pas encore totalement maîtrisée, et les bénéfices liés à la présence d'une zone saturée restent encore à démontrer pour l'ensemble des composés azotés.

En ce qui concerne l'élimination du phosphore, il a été montré que le jardin de pluie est performant (Ahiablame *et al.*, 2012). Toutefois, plusieurs études font état d'un relargage du phosphore jusqu'à une augmentation de 240% du phosphore à la sortie d'un jardin de pluie (Hunt *et al.*, 2006). Davis (2007) mesure un taux moyen d'élimination du phosphore total compris entre 77% et 79% pour deux cellules de bio-rétention. Cependant, des études

rapportent un phénomène d'épuisement du sol pour retenir le phosphore des eaux de ruissellement après cinq à dix ans de fonctionnement (Lucas et Greenway, 2011). En utilisant des substrats spécifiques à la rétention du phosphore (résidus issus de la coagulation d'acides organiques et de colloïdes minéraux avec du sulfates de fer ou d'aluminium) il est possible d'atteindre 99% de rétention du phosphate ($PO_4 - P$) (Lucas et Greenway, 2011).

Le taux d'élimination moyen des métaux lourds est compris entre 30% et 99% (Ahiablame *et al.*, 2012). Par exemple, des cellules de bio-rétention pilotes ont permis d'enlever presque 100% de plomb (Pb), et plus de 50% de cuivre (Cu) et de zinc (Zn) (Davis, 2007). Chapman et Horner (2010) mesurent un taux d'abattement de 80% pour le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) et de 86% pour le plomb (Pb). En général, les études portant sur des colonnes de bio-rétention en laboratoire montrent des réductions de métaux supérieures à celles mesurées sur le terrain, avec des taux d'élimination des métaux lourds compris entre 88% et 97% (Ahiablame *et al.*, 2012).

Le jardin de pluie est efficace pour éliminer les bactéries des eaux de ruissellement, le taux d'élimination des bactéries est compris entre 70% et 99% (Ahiablame *et al.*, 2012). Une étude sur des colonnes de bio-rétention conventionnelle a montré que la capacité d'élimination de *Escherichia coli* augmentait avec le temps passant de 72% à 97% après six mois d'expérience (Zhang *et al.*, 2011). Chapman et Horner (2010) mesurent des taux d'abattement des hydrocarbures pétroliers allant de 92% à 96%.

Le substrat a un rôle important dans la performance de dépollution du jardin de pluie. Hsieh et Davis (2005a) recommandent l'utilisation d'une couche composée d'un mélange de sable grossier (d_{10} >0,30 mm [1]) et d'un terreau sablonneux ce qui permet d'atteindre une vitesse d'infiltration 4 à 6 fois plus importante qu'avec l'utilisation simple d'un terreau sablonneux. Les auteurs de cette étude recommandent par ailleurs que l'épaisseur de cette couche de terreau soit comprise entre 55 et 75 cm. Une cellule de bio-rétention d'une épaisseur de $0,6\,m$ est susceptible de laisser passer deux fois plus de MES qu'une cellule de 0,9 m d'épaisseur (Brown *et al.*, 2013).

La base de données BMP Database regroupe une quinzaine d'études de suivi de cellules de bio-rétention et permet d'avoir un aperçu de la performance moyenne d'un jardin de pluie (Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc., 2012). Dans chaque étude la performance du jardin de pluie a été évaluée pour plusieurs évènements pluvieux conduisant à un total de 100 à 200 évènements pluvieux. Les principaux résultats sur la performance des jardins de pluie sont regroupés dans le tableau 2.4.

1. d_{10} est le diamètre des grains des 10% les plus fins.

Tableau 2.4 Concentrations médianes des polluants par évènement de pluie pour la bio-rétention (Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc., 2012)

Paramètres	BMP Database Influent			BMP Database Effluent		
(unité)	Méd.	Min-95%	Max-95%	Méd.	Min-95%	Max-95%
MES (mg/L)	37.5	36.0	45.0	8.3	5.0	9.0
Cd (μg/L)	0.99	0.99	1.00	0.94	0.25	1.00
Cu (μg/L)	17.00	11.00	23.00	7.67	4.60	9.85
Pb (μg/L)	3.76	2.49	5.5	2.53	2.5	2.5
Zn (μg/L)	73.8	62.0	83.5	18.3	7.7	25
NTK (mg/L)	0.94	0.77	1.04	0.60	0.46	0.72
P tot. (mg/L)	0.11	0.08	0.12	0.09	0.07	0.10
E. coli (UFC/100mL)	150	50	210	44	6	137

2.4.2 Performances des toits verts

Une étude allemande a montré que les coûts de maintenance pendant sa durée de vie est de 40\$/m^2 pour un toit vert extensif et de 380\$/m^2 pour un toit vert intensif (Porsche et Köhler, 2003). De nombreuse études ont montré que les toits verts (extensifs ou intensifs) ont un impact sur l'hydrologie urbaine en réduisant le volume de ruissellement et en améliorant la qualité des eaux de ruissellement.

D'un point de vue quantitatif, il n'est pas facile de comparer les étude entre elles concernant le taux de rétention d'un toit vert car cela va dépendre beaucoup de la hauteur du substrat, du type de plantes, de la pente du toit et même de l'âge du toit. Mentens *et al.* (2006) a fait le résumé de 18 publications allemandes et montre qu'un toit vert intensif permet de réduire de 65% à 85% le ruissellement annuel, et qu'un toit vert extensif permet de le réduire de 27% à 81 %. Une étude réalisé sur un toit vert à Manchester compare directement la rétention d'un toit nu avec celle d'un toit vert, et les auteurs concluent que le toit vert retient deux fois plus d'eau qu'un toit conventionnel (Speak *et al.*, 2013). D'après Dietz (2007), plus la hauteur de précipitation est importante, plus le taux de rétention du toit vert est faible. En effet, une fois que le volume de rétention à été atteint (substrat saturé en eau), les précipitation sont directement converties en ruissellement. Les études ont montré que la réduction du ruissellement ne dépend pas uniquement de la hauteur totale d'un évènement de pluie mais aussi et de l'intensité de la pluie (Berndtsson, 2010). Plus l'intensité de la pluie est faible plus la capacité de rétention du toit vert est importante. Le suivi d'un prototype de toit vert conçu à Pittsburg, Pennsylvanie, montre qu'un toit vert réduit de 5% à 70% le débit de ruissellement de pointe (Bliss *et al.*, 2009). La plupart des études portant sur l'hydrologie du toit vert, ont montré que celui-ci permettait de retarder le moment où le pic de débit de ruissellement apparaissait. Mais d'après Berndtsson (2010), la gamme de variation de ce

délai est large allant de 1 min à 10 min.

La teneur en eau du substrat est très importante puisqu'elle influence directement la capacité de rétention du substrat. Ainsi la capacité maximale de rétention du substrat est atteinte en passant d'une teneur en eau du point de flétrissement à la teneur en eau de rétention maximale du sol. Lorsque la teneur en eau du sol dépasse la teneur en eau maximale de rétention, alors le ruissellement commence à avoir lieu (Berndtsson, 2010).

Étant donné qu'en vieillissant la végétation du toit vert se développe, les racines grandissent et devraient favoriser l'infiltration avec l'âge. Toutefois, les rares études qui se sont penchées sur l'influence de l'âge du toit vert n'arrivent pas toutes aux mêmes résultats (Berndtsson, 2010).

De nombreuses études ont montré que les paramètres de conception qui influencent le plus la capacité de rétention d'un toit vert sont l'épaisseur substrat et le type de substrat et non le type de végétation (VanWoert *et al.*, 2005). Dans une étude de l'influence de la composition de la végétation sur la capacité de rétention du toit vert, Dunnett *et al.* (2008) observent pourtant que le choix de la végétation a un impact. Dunnett *et al.* (2008) constatent que les plantes rampantes (*sedum*) retiennent moins d'eau que les herbes à feuilles larges, néanmoins la différence de rétention est légère par rapport à l'influence de l'épaisseur du substrat.

L'influence de la pente du toit vert sur sa capacité de rétention fait encore débat dans la communauté scientifique. Certaines études montrent que la pente n'a pas d'impact sur la rétention (Bengtsson *et al.*, 2005; Mentens *et al.*, 2006), tandis que d'autres études affirment que la pente a une influence sur la rétention du toit vert (Getter *et al.*, 2007; VanWoert *et al.*, 2005). Une étude portant spécifiquement sur l'effet de la pente du toit vert sur la rétention montre que la rétention moyenne sur un toit vert de pente 25% est de 76,4% tandis que pour une pente de 2% la rétention atteint 85,6% (Getter *et al.*, 2007). À l'inverse, Bengtsson *et al.* (2005) n'observent pas de différence significative entre des toits verts de pentes différentes et il l'explique en suggérant que c'est le processus d'infiltration verticale qui est prépondérant dans le processus de conversion de la pluie en ruissellement dans un toit vert.

Il y a peu d'études qui se sont penchées sur la qualité des eaux pluviales filtrées par les toits verts. Les résultats de ces études sont disparates et il est difficile de faire ressortir une tendance (Berndtsson, 2010). En général, ces études comparent la qualité de l'eau de pluie à la qualité de l'eau ruisselé e du toit vert. Or, l'eau de pluie est peu polluée, elle capte les polluants contenus dans l'atmosphère mais les concentrations en polluants sont bien inférieures à celles que l'on retrouve pour le ruissellement des eaux urbaines en général. Est-ce qu'un toit vert contribue à améliorer ou bien à détériorer la qualité du ruissellement pluvial ? L'eau de pluie peut parfois être acide et contenir des nitrates et quelques traces de métaux lourds (Berndtsson, 2010). La disparité des résultats entre les études provient surtout de

la variabilité de conception et de maintenance des toits verts. Selon Berndtsson (2010), les facteurs qui peuvent influencer la qualité des eaux de ruissellement d'un toit vert sont les suivants :

- le type de matériaux utilisé (composition du substrat, matériau de la couche drainante, composition de la couche imperméable, matériau utilisé pour les conduites pluviales)
- l'épaisseur du substrat
- le type de drainage
- la maintenance et les engrais utilisés
- le type de végétation
- la saison
- la dynamique de la précipitation
- le vent
- les sources de pollution locales
- les propriétés physico-chimiques des polluants

Lorsque le substrat du toit vert est enrichi en nutriment ou lorsque des engrais sont utilisés pour la croissance des végétaux, le toit vert est généralement une source de phosphore (Bliss *et al.*, 2009; Teemusk et Mander, 2007). L'étude d'un toit vert à Toronto Ontario Canada, a montré que le toit vert relâchait significativement plus de phosphore que le toit conventionnel, mais cette exportation de phosphore diminue significativement après la première année (Van Seters *et al.*, 2009). Concernant les métaux lourds, les toits verts extensifs n'en exportent pas significativement (Berndtsson, 2010). Les concentrations en métaux lourds issues du ruissellement d'un toit vert sont généralement plus faibles que les concentrations que l'on rencontre pour le ruissellement urbain (Berndtsson *et al.*, 2009). Une remarque général sur le comportement qualitatif du toit vert est que lors d'une faible pluie, tous les polluants sont retenus par le toit vert car il n' y a pas de ruissellement. Ensuite, il suffit qu'une pluie soit suffisamment forte pour provoquer un ruissellement pour que les polluants initialement retenus soient lessivés (Rowe, 2011). Ce lessivage que l'on appelle le « first flush » n'est pas lié uniquement au comportement du toit vert mais à l'ensemble des PGO. Ce phénomène survient aussi après une période de sècheresse prolongée au cours de laquelle le toit vert est contaminé par la pollution atmosphérique, les débris de végétaux et les déjections d'oiseaux. La première pluie suivant cette sècheresse qui provoque un ruissellement du toit engendrera une eau de ruissellement de mauvaise qualité car chargée de polluants accumulés pendant la phase sèche (Berndtsson, 2010). Enfin, il a été montré par plusieurs études que les toits verts sont efficaces pour atténuer les effets néfastes des pluies acides en élevant le pH acide des pluies (5 à 6) vers des pH plutôt neutres ou basiques (7 à 8) (Bliss *et al.*, 2009; Berndtsson *et al.*, 2009; Teemusk et Mander, 2007). C'est une fonction importante car les pluies acides

sont responsables de l'acidification des cours d'eau récepteurs (Berndtsson, 2010).

La base de données BMP Database regroupe cinq études de suivi de toit vert et permet d'avoir une idée de la performance moyenne d'un toit vert (Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc., 2012). Dans chaque étude la performance du toit vert a été évaluée pour plusieurs évènements pluvieux conduisant à un total de 15 à 60 évènements pluvieux. Les principaux résultats sur la performance des toits verts sont regroupés dans le tableau 2.5.

Tableau 2.5 Concentrations médianes des polluants par évènement de pluie pour le toit vert (Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc., 2012)

Paramètre	BMP Database Influent			BMP Database Effluent		
(unité)	Méd.	Min-95%	Max-95%	Méd.	Min-95%	Max-95%
MES (mg/L)	10,5	1,13	14,5	2,9	1,0	3,5
E. Coli (UFC/100mL)	232	1	550	16	5	48
Sol. As (μg/L)	0,23	0,06	0,28	0,84	0,62	0,95
As (μg/L)	0,22	0,05	0,26	0,89	0,65	1,17
Cd (μg/L)	0,27	0,25	0,50	0,21	0,05	0,25
Cr (μg/L)	0,20	0,20	0,20	0,73	0,41	0,88
Sol. Cu (μg/L)	1,72	0,44	2,83	9,55	7,34	11,50
Cu (μg/L)	4,12	2,38	5,40	12,60	9,58	15,60
Sol. Pb (μg/L)	0,05	0,05	0,05	0,12	0,05	0,14
Pb (μg/L)	0,58	0,15	1,00	0,30	0,19	0,35
Sol. Zn (μg/L)	97,3	55,2	126,0	20,3	13,3	25,2
Zn (μg/L)	41,8	22,0	68,1	25,0	18,0	28,2
P tot. (mg/L)	0,09	0,02	0,31	0,50	0,36	0,72
NTK (mg/L)	1,51	0,70	1,90	1,75	1,14	2,35

2.4.3 Impacts de l'hiver

Impacts hydrologiques

Les impacts de l'hiver sur les performance des jardins de pluie les plus visibles sont la réduction de la vitesse d'infiltration du sol et la réduction de l'activité biologique des végétaux. Ainsi, une étude en Caroline du Nord montre qu'en hiver le taux de rétention d'un ouvrage de bio-rétention est significativement plus faible que pendant le reste de l'année due à une évapotranspiration (ET) plus faible et à une infiltration plus faible causée par une nappe ayant un niveau plus élevé (Hunt *et al.*, 2006). Toutefois, la présence de matière organique crée de larges structures poreuses permettant une infiltration même lorsque le sol est gelé (Dietz, 2007). Dans une étude réalisée en Suède sur une cellule de bio-rétention dont les apports et exports étaient très bien contrôlés, Muthanna *et al.* (2008) montre que

la réduction du débit de ruissellement de pointe passe de 42% en saison chaude à 27% en hiver (<0 ℃). Cela montre que la performance hydrologique est réduite en hiver. En revanche, une étude de terrain en climat froid sur une cellule de bio-rétention performante a montré que le débit de pointe n'est pas réduit significativement en hiver puisqu'elle passe de 96,2% en saison chaude à 93,5% en saison froide (Khan *et al.*, 2012a). De même, une étude sur l'impact de l'hiver sur des PGO au New Hampshire États-Unis, montre que le débit de pointe augmente en hiver (Roseen *et al.*, 2009). Une étude sur des cellules de rétention de 0,5 m de diamètre à Guelph Ontario Canada, a montré qu'après la simulation de ruissellements hivernaux, les vitesses d'infiltration du substrat ont augmenté (Denich *et al.*, 2013). Le gel a conduit à l'augmentation du volume occupé par le substrat. Puis, pendant le dégel le substrat n'ayant pas repris son volume initial, des pores se sont ouverts permettant une plus grande infiltration. Mais, les cellules qui ont reçu des eaux riches en sels de déglaçage ont conservé des vitesses d'infiltration semblables. Le colmatage du substrat par des particules fines contenues dans les eaux introduites dans ces cellules aurait donc contrebalancé l'effet dû au cycle de gel/dégel (Denich *et al.*, 2013).

Muthanna *et al.* (2008) montre également que le temps de latence hydraulique du jardin de pluie étudié à une tendance décroissante lorsque l'on considère les évènement de pluie, de pluie sur neige et de fonte de neige seule avec pour chaque type d'évènement une temps de latence moyen respectif de 117, 47 et 30 minutes. Donc, la saison froide à un impact significatif sur ce temps de latence. L'étude de terrain portant sur une cellule de bio-rétention à Calgary Alberta Canada, montre au contraire que le temps de latence augmente significativement (p=0,039) pendant l'hiver en passant de 35 minutes en saison chaude à 56 minutes en hiver (Khan *et al.*, 2012a). De même, Roseen *et al.* (2009) montre que pour deux systèmes de bio-rétention, le temps de latence augmente en hiver. En revanche, l'étude du facteur de délai (équation 2.7) ne montre pas de différence significative entre les saison (p=0,188) (Khan *et al.*, 2012a).

Khan *et al.* (2012a) montre que l'hydrologie d'un jardin de pluie en hiver est surtout influencé par une couche gelée en surface du substrat. Les sondes d'humidité placée à 300 mm et 500 mm de profondeur ne montre pas de différence significative entre les saisons chaudes et froides. Ce sont plutôt les conditions frontières du jardin de pluie qui ont un effet sur le trajet d'écoulement en hiver (Khan *et al.*, 2012a). Cela explique pourquoi les débits sortant sont plus élevés en hiver et la réduction du volume de ruissellement est significativement plus faible en hiver pour les pluies supérieures à 32 mm en passant de $\Delta V = 91\%$ en saison chaude à $\Delta V = 80\%$ en saison froide (Khan *et al.*, 2012a).

En hiver, le phénomène d'évapotranspiration est beaucoup plus faible que pendant les saisons plus chaudes. C'est pourquoi la capacité de rétention d'un toit vert en hiver diminue,

et sa capacité de rétention se régénère plus lentement qu'en été (Berndtsson, 2010). Dans les études allemandes résumées par Mentens *et al.* (2006), aucune relation ne se dégage entre l'épaisseur du substrat et la capacité de rétention du toit vert. Bengtsson *et al.* (2005) relèvent que le taux de réduction du ruissellement d'un toit vert extensif a été le plus faible en février (19%) et le plus élevé en juin (88%). L'étude d'un toit vert en Estonie montre qu'en hiver la fonte se déroule en deux temps, premièrement la fonte rapide de la neige en surface (1 jour), deuxièmement la fonte lente du substrat gelé (12 jours) (Teemusk et Mander, 2007). L'aspect hivernal de la performance hydrologique d'un toit vert demeure vague et nécessite plus de recherche.

Impacts sur la qualité des effluents

Les métaux lourds ne semblent pas être affectés par les conditions de climat froid. Une étude de l'impact des sels de déglaçage sur les capacités de rétention des polluants par une cellule de bio-rétention en climat froid montre que les sels ne favorisent pas la remobilisation les métaux lourds (Denich *et al.*, 2013). Dans cette étude les concentrations maximales en chlorures (Cl) utilisées sont de 805 mg/L pour être proche des concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement issues de la fonte de neige dans des rues résidentielles. Cependant, Novotny (1999) relève des concentrations en chlorures pouvant aller jusqu'à 12005 mg/L (voir tableau 2.1). Muthanna *et al.* (2007) étudient la différence de rétention des métaux lourds entre le mois d'avril (substrat encore gelé) et le mois d'août dans un mini jardin de pluie. Les auteurs montrent que le froid n'a pas d'impact sur la rétention des métaux lourds. Ce résultat est confirmé dans une étude qui mesure l'influence de la température (2 à 20 °C) sur des bio-filtres (Blecken *et al.*, 2011).

La rétention des nutriments ne semble pas non plus être influencée par les conditions hivernales. Khan *et al.* (2012b) ne mesure aucune différence significative entre les saisons concernant la rétention du phosphore car la concentration en phosphore total à la sortie de la bio-rétention est indépendante de la concentration en entrée.

Ainsi, les impacts des conditions hivernales sur la capacité des PGO en conditions hivernales semblent minimes. Toutefois, des études à taille réelle des effets de l'hiver sont nécessaires pour évaluer l'impact de l'hiver sur de longues périodes et dans des conditions réelles de ruissellement urbain.

CHAPITRE 3

MÉTHODOLOGIE

3.1 Démarche de l'ensemble du travail de recherche

Ce travail de recherche se décompose en deux grandes parties. Premièrement, il y le suivi expérimental du jardin de pluie dont la méthodologie est expliquée dans le présent chapitre et dont les résultats sont présentés dans l'article scientifique du chapitre 4. Deuxièmement, il y a le suivi expérimental du toit vert de l'École Polytechnique dont la méthodologie et les résultats préliminaires sont présentés dans le chapitre 5. Le suivi expérimental du jardin de pluie est plus approfondi et plus abouti que celui du toit vert car il a débuté en novembre 2012 tandis que celui du toit vert a débuté en octobre 2013. C'est pourquoi la méthodologie du jardin de pluie est décrite en détail dans le présent chapitre tandis que celle du toit vert est expliquée directement dans l'article du chapitre 5.

3.2 Description du jardin de pluie

La firme montréalaise VINCI CONSULTANTS a conçu en 2009 un système de bio-rétention pour le Mountain Equipment Co-op, une coopérative canadienne de vente et de location d'équipement de randonnée. Cette coopérative s'est donnée comme objectif de réduire son impact écologique. La toiture du magasin présente un toit vitré de taille importante qui permet un éclairage naturel dans le magasin ainsi que des pentes de toitures en forme d'accordéon permettant de drainer les eaux de pluie. Celles-ci sont récupérées dans un dispositif de stockage pour alimenter les toilettes du bâtiment. Le bâtiment est aussi équipé d'un système de chauffage par géothermie. Ces critères ont, entre autres choses, permis d'atteindre la certification LEED (2012).

Les eaux de ruissellement du stationnement sont dirigées en surface vers un ilot central planté de végétaux. Cet ilot permet de retenir les eaux de pluie de fréquence inférieure à 100 ans et de réduire le débit de pointe à l'égout municipal. Les eaux s'infiltrent dans un substrat d'ingénierie qui permet une épuration. Le système hydraulique du drainage des stationnements prévoit de pouvoir diriger ces eaux vers ce dispositif de recyclage des eaux de pluies de toiture afin de le compléter. Ce by-pass ne peut être ouvert qu'après vérification de la qualité des eaux de ruissellement sur le stationnement après rétention et passage dans le substrat. Les eaux ainsi épurées pourraient être réutilisées pour contribuer à alimenter les besoins en eaux non potables du bâtiment pour passer de 60% d'autonomie à 100%.

Le jardin de pluie étudié pendant le projet est situé sur l'ilot central du stationnement de la coopérative Mountain Equipment Co-op de Longueuil, une municipalité située à l'est de Montréal (figure 3.1). La figure 3.2 montre la disposition du jardin de pluie par rapport au stationnement du Mountain Equipment Co-op. Le jardin de pluie est situé au centre et draine un bassin versant d'une superficie de 3890 m^2.

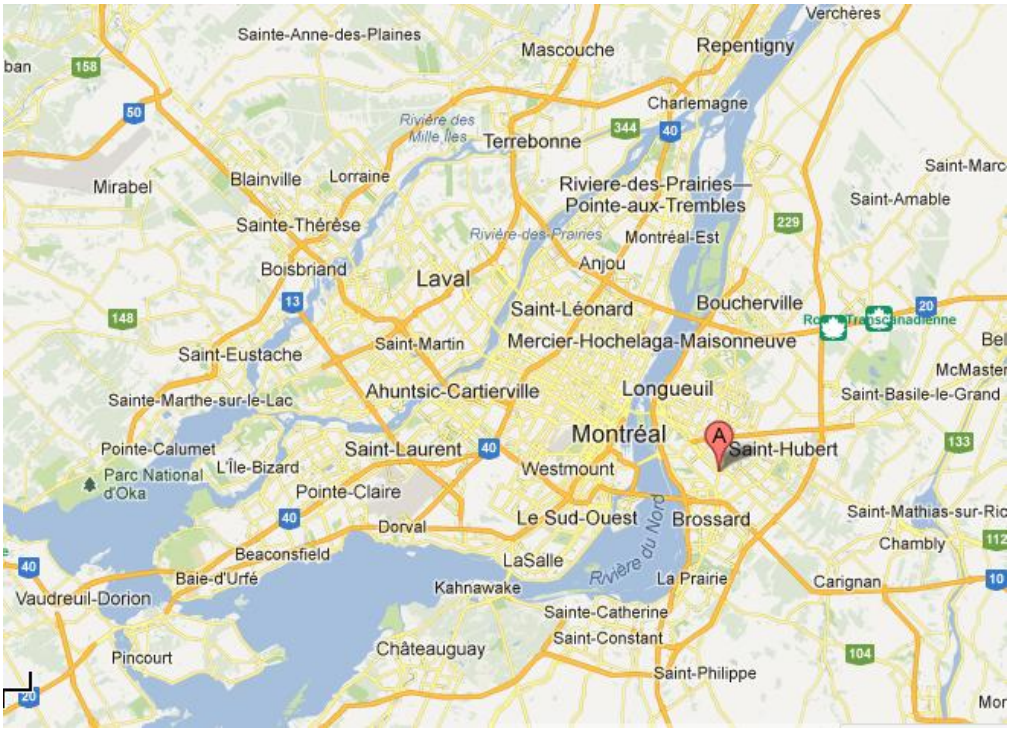

Figure 3.1 localisation du jardin de pluie (bulle rouge) par rapport à l'île de Montréal (source : Google Maps).

L'eau de pluie ruissèle sur le stationnement puis la pente du terrain l'entraîne par gravité vers les entrées du jardin de pluie où la bordure est arasée. L'eau s'infiltre ensuite dans le substrat du jardin. Des processus chimiques et biologiques retiennent et éliminent les polluants au fur et à mesure que l'eau traverse le substrat. Le sol sous-jacent est argileux ce qui rend l'infiltration de l'eau dans le sol naturel extrêmement lente. Une géo-membrane a été installée au fond du jardin de pluie pour empêcher les particules fines du sol argileux de remonter par capillarité et éviter ainsi le colmatage du drain français. Cette géo-membrane est perméable pour permettre d'hydrater le sol argileux et empêcher son assèchement. L'eau filtrée est ensuite recueillie par un drain français perforé situé au fond du jardin. Puis, l'eau filtrée est dirigée à un regard d'échantillonnage RP-06 (voir figure 3.2). C'est dans ce regard que se trouve un by-pass vers le réservoir d'eau pluviale de la toiture, ce by-pass est fermé pour le moment. Il ne sera ouvert que lorsqu'on aura la preuve que l'eau du système de

bio-rétention est de qualité suffisante. Pour le moment, l'eau filtrée est simplement rejetée à l'égout.

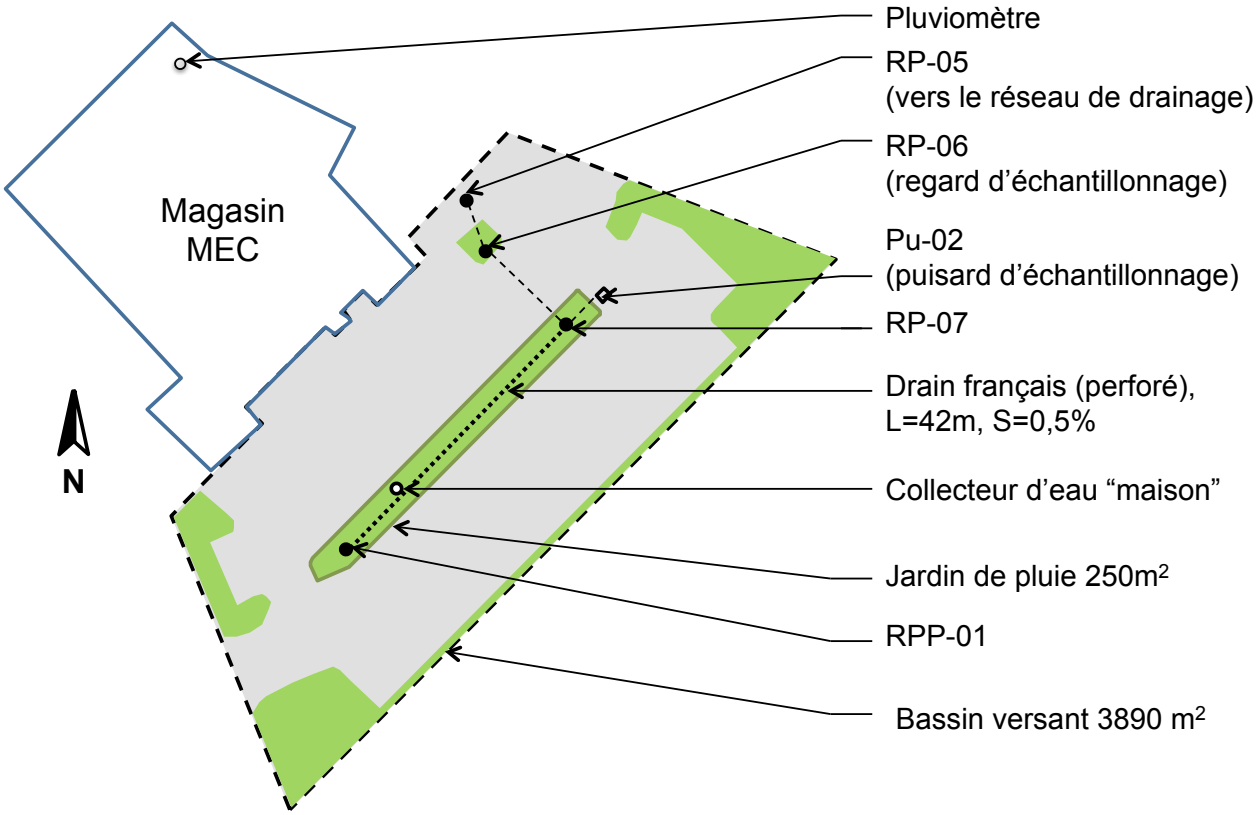

Figure 3.2 Plan du jardin de pluie (adapté de Dugué (2010)).

3.3 Suivi de la qualité des eaux de rejet du jardin de pluie

L'objectif de cette section est de décrire la méthodologie expérimentale qui a été suivie de janvier 2013 à février 2014 pour évaluer le potentiel épurateur du jardin de pluie de Longueuil [1]. On cherche ainsi à quantifier le niveau de performance vis-à-vis de l'objectif d'améliorer la qualité de l'eau pluviale dans le réseau d'égout municipal.

La méthodologie expérimentale de suivi qualitatif du jardin de pluie doit répondre à deux questions essentielles :

1. comment les échantillons d'eau doivent-ils être prélevés (fréquence, lieu, protocole) ?
2. quelles caractéristiques physico-chimiques des eaux doivent-elles être mesurées ?

1. On utilisera indifféremment les termes de *jardin de pluie* et *système de bio-rétention* dans la suite de ce mémoire

3.3.1 Zones de prélèvement des échantillons d'eau

Pour échantillonner l'eau avant qu'elle n'entre dans le jardin de pluie, on dispose d'un puisard PU-02 (figure 3.3) qui a été utilisé à chaque prélèvement. De plus, on dispose d'un collecteur d'eau de ruissellement (figure 3.4) qui a été installé dans le jardin de pluie en mai 2013 pour échantillonner l'eau de ruissellement d'un évènement de pluie particulier. Le but ici est de comparer la qualité de l'eau issue du ruissellement direct et la qualité de l'eau recueillie dans le puisard. En effet, l'eau du puisard est une accumulation d'eau de pluie entre deux journées d'échantillonnage (un mois pendant la première phase et deux semaines pendant la seconde phase) tandis que l'eau du collecteur est l'accumulation du ruissellement pendant une journée. Dans le collecteur, on a échantillonné le ruissellement des précipitations tombées entre le 19 mai (1 mm) et le 20 mai 2013 (5,8 mm). Prélever l'eau de ruissellement dans le puisard présente l'avantage d'avoir une eau qui est un mélange de toutes les pluies tombées depuis l'échantillonnage précédent, donc cela nous permet d'analyser la qualité moyenne des eaux de ruissellement pendant une période donnée.

Pour échantillonner l'eau une fois qu'elle a été traitée par le jardin, on dispose d'un regard d'échantillonnage RP-06 (figure 3.5). D'autre part, on dispose de trois piézomètres, ou puits d'échantillonnage (figure 3.6), qui permettent de prélever de l'eau dans le regard RP-06 à différentes profondeurs. Mais, les échantillons n'ont été prélevés dans les piézomètres qu'au mois de janvier. En effet, les résultats du mois de janvier ont montré qu'il y avait une concentration inhabituelle de Matières En Suspension dans les piézomètres. En fait, beaucoup de sédiments se déposent dans les piézomètres et lorsque l'on y prélève de l'eau ces sédiments sont remis en suspension et se retrouvent dans les échantillons. On a donc décidé de prélever directement dans le regard d'échantillonnage RP-06 pour tout le reste de l'étude.

Figure 3.3 Photo du puisard PU-02, diamètre de 900 mm.

Figure 3.4 Photo du collecteur d'eau de ruissellement.

Figure 3.5 Photo du regard d'échantillonnage RP-06, diamètre de 1200 mm.

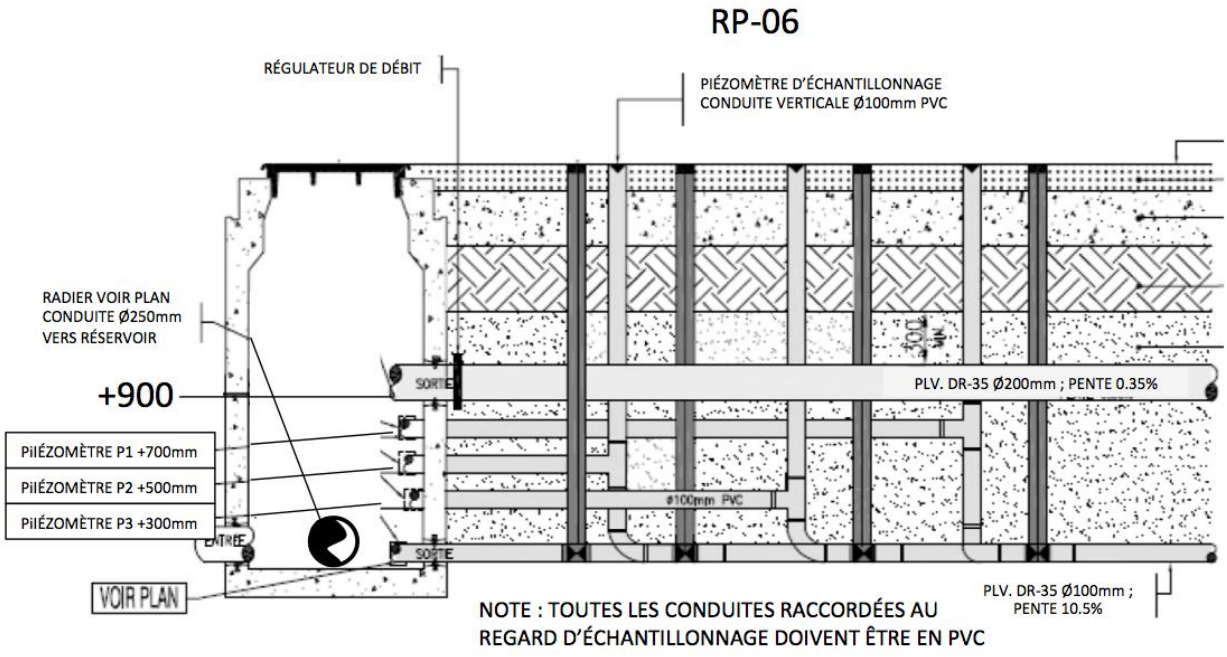

Figure 3.6 schéma du regard RP-06, adapté de la figure 7.1 de Dugué (2010) en utilisant les valeurs de pente du plan tel que construit.

3.3.2 Analyses phisico-chimiques des eaux

Le tableau 3.1 récapitule l'ensemble des analyses effectuées après le prélèvement d'un échantillon d'eau pendant les deux phases d'études.

À cause du prix élevé de l'analyse des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, nous avons choisi de ne les tester que sur huit échantillons en janvier, février, mars et mai 2013. Pour ce qui est des trois derniers paramètres (turbidité, coliformes fécaux et E. coli), ils n'ont été testés qu'à partir du mois d'avril 2013. Lors de la première phase d'étude (janvier à mai 2013) les échantillons ont été prélevés une fois par mois et toutes les analyses ont été menées sur chaque échantillon. Tandis que pendant la deuxième phase d'étude (septembre 2013 à février 2014), les échantillons ont été prélevés deux fois par mois mais pour limiter les coûts le pH, la DBO5, la DCO, E. Coli et les coliformes fécaux n'ont été analysés qu'une fois par mois. Le tableau 3.2 décrit l'échéancier des prélèvements. Les analyses ont été confiées au laboratoire d'analyse *SM Inc.* situé à Longueuil. Les méthodes d'analyses normalisées sont listées dans l'annexe C et le détail du protocole expérimental du suivi qualitatif est décrit en annexe A.

3.3.3 Limitations du suivi qualitatif

Le protocole de suivi qualitatif a plusieurs limitations. Tout d'abord, le site de prélèvement des eaux de ruissellement à l'entrée du jardin de pluie (Pu-02 voir figure 3.3) présente plusieurs inconvénients. En effet, si certains polluants ne vont pas être affectés par un séjour de plusieurs semaines dans un puisard en béton ouvert à l'air libre, ce n'est pas le cas de tous les polluants. Ainsi, les MES vont pouvoir décanter et sédimenter dans le fond du puisard entraînant avec elles certains polluants comme les hydrocarbures, certaines formes du phosphore, des métaux lourds et des coliformes. De plus, les coliformes vont pouvoir se développer librement s'il y a un apport en matières organiques ou au contraire vont pouvoir se dégrader si les conditions ne sont plus favorables à leur développement. De même, quid de la pertinence des mesures de Demande Chimique en Oxygène (DCO) et de DBO5 quand l'eau a stagné plusieurs semaines ? Enfin, le plus gros inconvénient de ce site de prélèvement est sûrement la masse de sédiments contenue au fond du puisard et que nous ne sommes pas en mesure de récurer. Par conséquent, il semble probable que les concentrations en polluants que l'on mesure dans ce puisard sous-estiment les concentrations en polluants contenus dans les eaux pluviales de ruissellement. Il est donc important de comparer la qualité des eaux du collecteur et celle du puisard pour estimer quels sont les polluants dont les concentrations sont sous-estimées ou sur-estimées. En toute rigueur, la performance d'abattement des polluants de ce jardin de pluie est donc évaluée en comparant la qualité de l'eau filtrée par le système avec la qualité d'une eau de

Tableau 3.1 Liste des paramètres analysés et nombre de prélèvements effectués pour chacun de ces paramètres dans chacun des sites d'échantillonnage au cours des deux phases d'étude.

Paramètre	PU-02 (entrée)	RP-06 (sortie)	Piézomètres (sortie)	Collecteur (entrée)	Total
pH	13	12	3	1	29
DBO5	13	12	3	1	29
DCO	12	11	3	1	27
MES	18	17	3	1	39
Cd	18	17	3	1	39
Ca	18	17	3	1	39
Cr	18	17	3	1	39
Cu	18	17	3	1	39
K	18	17	3	1	39
Mg	18	17	3	1	39
Ni	18	17	3	1	39
Pb	18	17	3	1	39
Na	18	17	3	1	39
Zn	18	17	3	1	39
Azote total Kjedahl	18	17	3	1	39
Conductivité	19	18	3	1	41
Chlorure	19	18	3	1	41
Hydrocarbures pétroliers	6	5	3	1	15
Phosphore en trace	18	17	3	1	39
HAP	4	3	1	0	8
Turbidité	17	17	0	1	35
Coliformes fécaux	11	11	0	1	23
Escherichia coli	11	11	0	1	23

Tableau 3.2 Échéancier des prélèvements sur les différents sites d'échantillonnage.

Site	2013									2014		
	janv	févr	mars	avr	mai	sept	oct	nov	dec	janv	févr	Total
P1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
P3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
RP-06	0	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	17
PU-02	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	18
Col.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Total	4	2	2	2	5	4	4	4	4	4	4	**39**
Subs.	2	0	0	0	2	2	0	0	0	0	2	8

ruissellement stockée dans un puisard en béton à l'air libre pendant deux à quatre semaines.

Les limitations du suivi liées au prélèvement des eaux filtrées par le jardin de pluie sont traitées au chapitre 4. On y voit notamment que le prélèvement d'eau dans les piézomètres du regard RP-06 n'est pas approprié. Par ailleurs, le regard RP-06 n'a pas la capacité de stocker toutes les eaux filtrées par le jardin de pluie. Le regard RP-06 a une capacité de 1,0 m^3, et les grosses pluies peuvent générer des volumes allant jusqu'à 80 m^3, on comprend alors pourquoi la qualité de l'eau prélevée dans le regard n'est pas nécessairement représentative de la qualité moyenne des eaux filtrées par le jardin de pluie.

3.4 Suivi de la performance hydraulique du jardin de pluie

Le suivi de la performance hydraulique du jardin de pluie s'appuie sur les critères définis dans la revue de la littérature à la section 2.3. La présente section du mémoire décrit en détail la méthodologie expérimentale mise en œuvre pour mesurer la performance hydraulique [2] du jardin de pluie.

3.4.1 Données pluviométriques à l'entrée du jardin de pluie

Pour mesurer la quantité d'eau qui entre dans le jardin de pluie, on a quatre sources de données différentes à disposition. Les caractéristiques de ces quatre sources de données pluviométriques sont répertoriées dans le tableau 3.3. Les données fournies par le site web d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2014) et celles fournies par le site wunderground.com Wunderground (2014) viennent de la station climatique de l'aéroport de St-Hubert situé à 5 km à l'est du jardin de pluie (figure 3.7). Même si ces données proviennent de la même station il y a quelques différences entre les deux le coefficient de corrélation est de r^2=0,853 pour les pluies quotidiennes (figure 3.9). Environnement Canada fournit des données quotidiennes tandis que Wunderground fournit des données à un pas de temps variable entre 5 min et 1 h. Les données de la station Laprairie sont des données brutes de pluviomètre fournies par le Ministère du Développement Durable, de l'environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP, 2013). La station de Laprairie est à 12 km au sud du jardin de pluie donc les données sont moins représentatives de la pluviométrie du jardin de pluie r^2=0,525 (figure 3.10). De plus, il n'y a pas de données de précipitation pendant l'hiver à la station de Laprairie. Pour valider les données de pluie, on a pu installer un pluviomètre sur le toit du magasin à côté du jardin de pluie (figure 3.2).

Les données du pluviomètre installé sur le toit du magasin à 50 m du jardin de pluie

2. On parlera indifféremment de performance hydraulique et hydrologique du système car on traite de ruissellement d'eau de pluie.

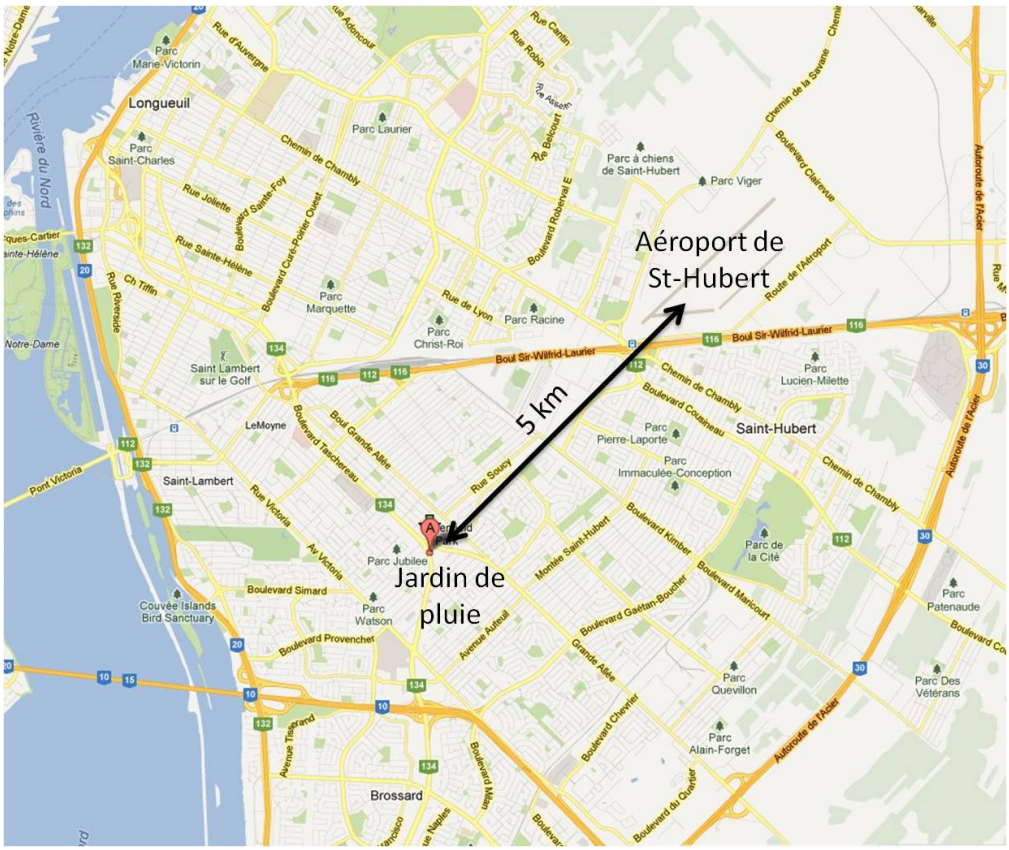

Figure 3.7 Situation géographique de la station météorologique de l'aéroport de St-Hubert par rapport au jardin de pluie de Longueuil (source : *Google Maps*).

Tableau 3.3 Caractéristiques des sources de données de pluie utilisées pour le suivi hydrologique du jardin de pluie de Longueuil.

Source	Localisation	Distance (km)	Δt	Période
Environnement Canada	St-Hubert Aéroport	5	1 jour	Toute
Wunderground.com	St-Hubert Aéroport	5	5 min - 1 h	Toute
MDDEFP	Laprairie	12	1 min	1 avr. au 30 oct.
Pluviomètre MEC	Toit du magasin	0	1 min	nov. 2013

ont permis de valider les données de Wunderground. Les figures 3.11 à 3.15 permettent de vérifier que les données de Wunderground sont proches des données mesurées sur le toit du magasin. Notamment le moment où débute la pluie est bien cohérent entre les deux sources de données. Toutefois, les données de Wunderground ont tendance à être plus élevées que celle du pluviomètre. Ainsi sur la figure 3.12, entre le 31 octobre et le 1er novembre 2013 les données Wunderground indiquent une précipitation de 30 mm tandis que le pluviomètre du magasin indique une précipitation totale de 25 mm. La figure 3.13 montre que le 10

novembre 2013 il y a eu deux événements de pluie. Le pluviomètre installé sur le toit du magasin indique 4,5 mm et 3,4 mm tandis que Wunderground indique 3,2 mm et 2,5 mm. En valeur absolue la différence entre les deux sources est faible mais en valeur relative la différence est d'environ 25%. La figure 3.15 montre que le 26 octobre 2013, c'est la donnée d'Environnement Canada qui donne l'estimation la plus proche du pluviomètre du MEC, tandis que Wunderground sous-estime et Laprairie sur-estime cette valeur. Par contre le 28 octobre les données de Laprairie et de Wunderground sont toutes les deux très proches des données du pluviomètre de MEC tandis qu'Environnement Canada n'enregistre aucune pluie. Il faudra donc tenir compte de cette incertitude dans les résultats des prochaines parties de cette étude. Il sera indispensable de réaliser une analyse de sensibilité des résultats vis-à-vis des données pluviométriques. L'avantage majeur d'utiliser les données de Wunderground plutôt que celles d'Environnement Canada est d'avoir accès au moment où débute la pluie. Cette donnée est essentielle pour évaluer le temps de réponse du jardin de pluie après le début d'un événement pluvieux.

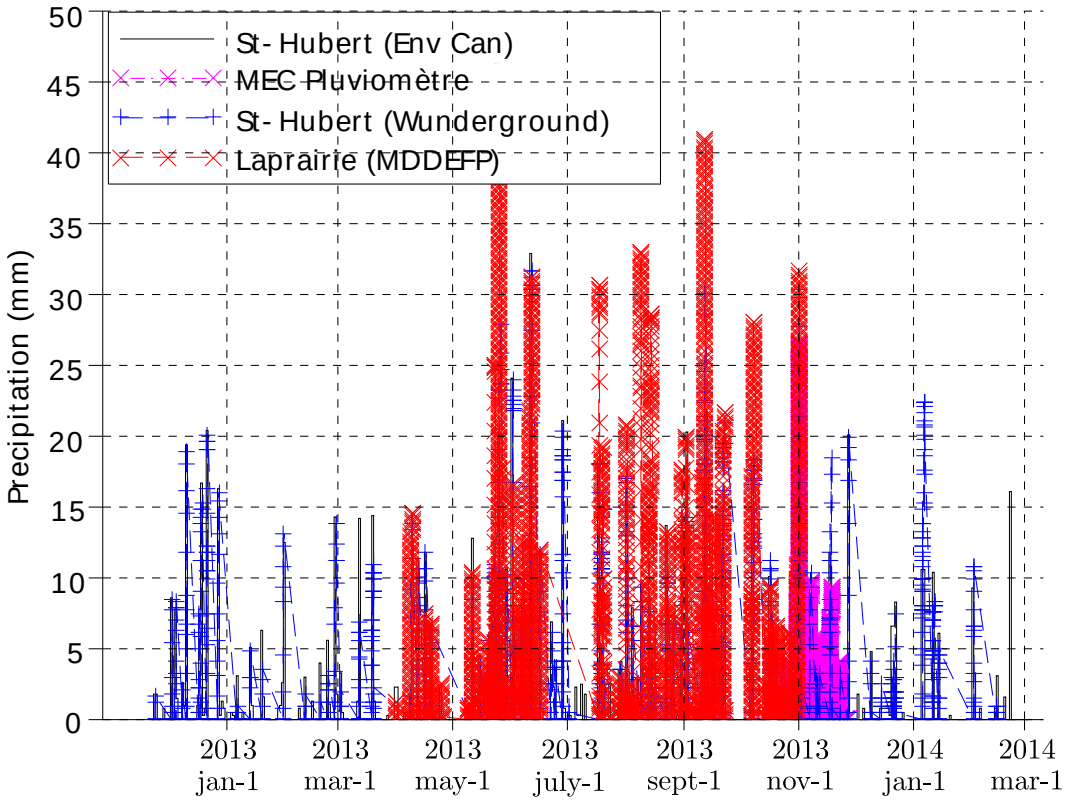

Figure 3.8 Comparaison des quatre sources de données pluviométriques.

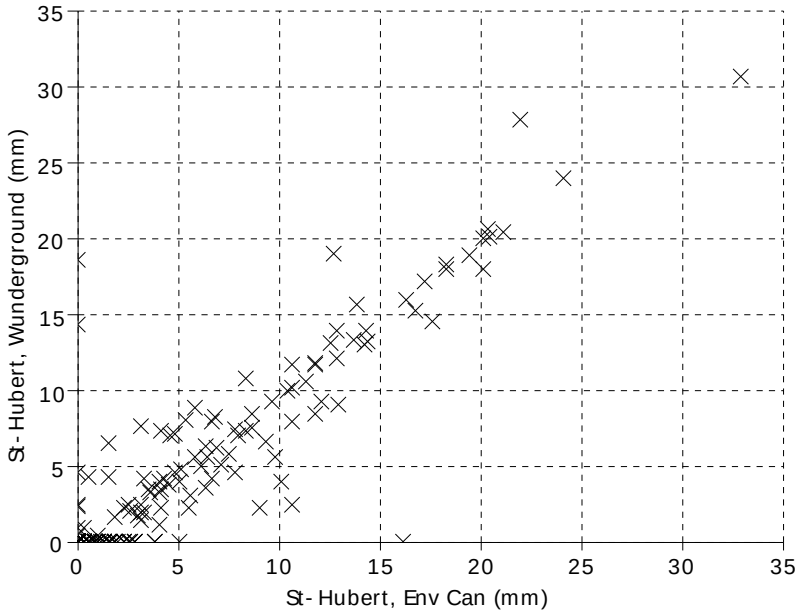

Figure 3.9 Hauteur de pluie journalière à l'aéroport de St-Hubert issue du site Wunderground.com en fonction de la hauteur de pluie journalière issue d'Environnement Canada. r^2=0,853.

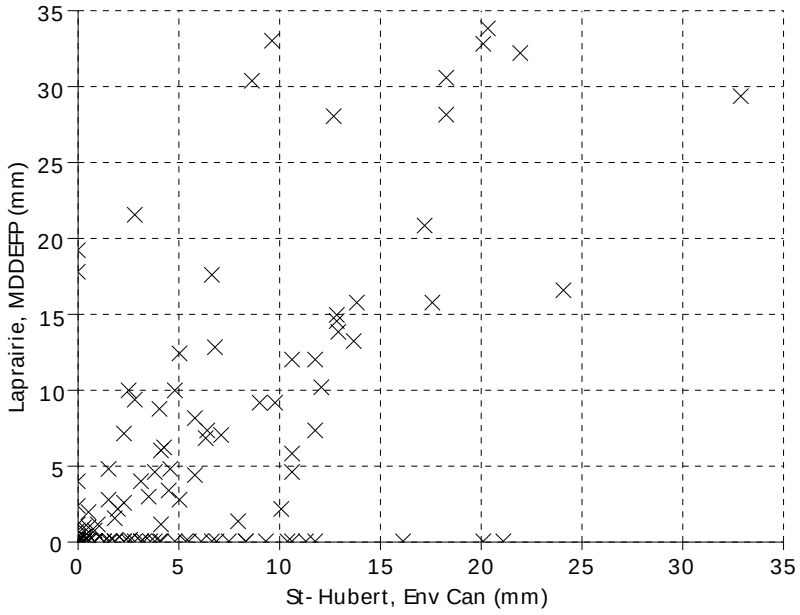

Figure 3.10 Hauteur de pluie journalière à la station Laprairie (MDDEFP) en fonction de la hauteur de pluie journalière issue d'Environnement Canada. r^2=0,525.

La question qui se pose maintenant est de déterminer la source de données pluviométriques

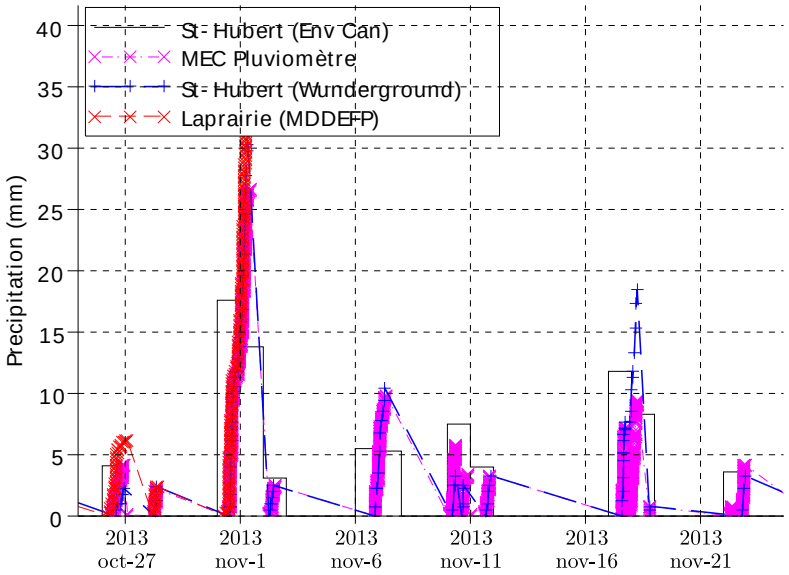

Figure 3.11 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour le mois de novembre 2013.

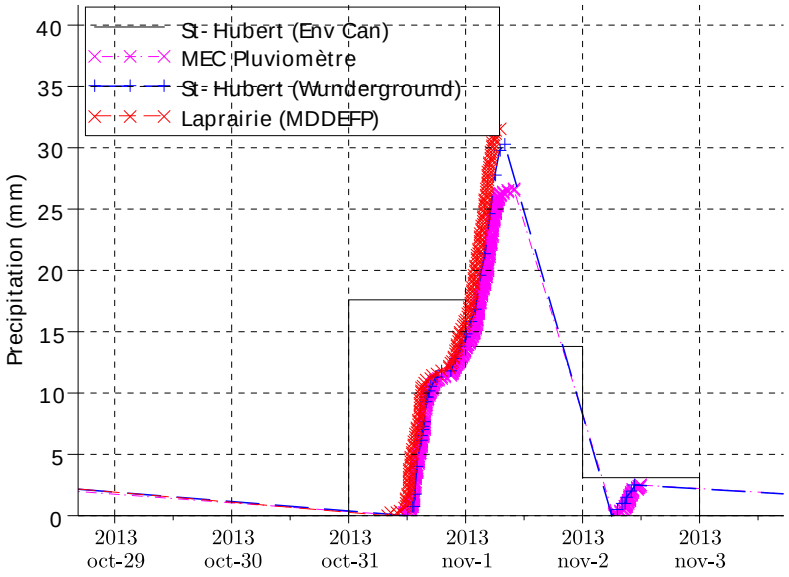

Figure 3.12 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour le 31 octobre 2013.

que l'on va choisir parmi les quatre disponibles. La solution retenue est de choisir pour chaque jour la source ayant le pas de temps le plus petit possible en fonction des données disponibles. Ainsi, pendant le mois de novembre 2013 on choisit les données du pluviomètre installé sur le toit. Pour chaque journée de pluie, on prend les données de Wunderground si elles sont

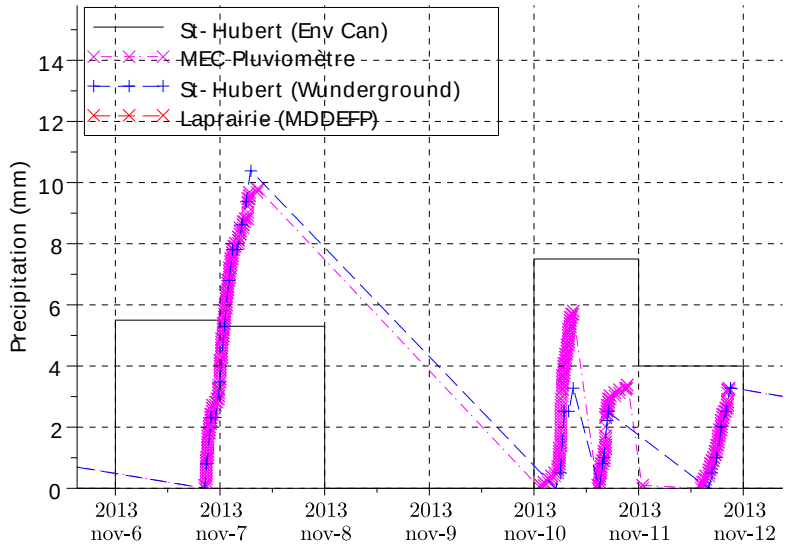

Figure 3.13 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour le 7 au 10 novembre 2013.

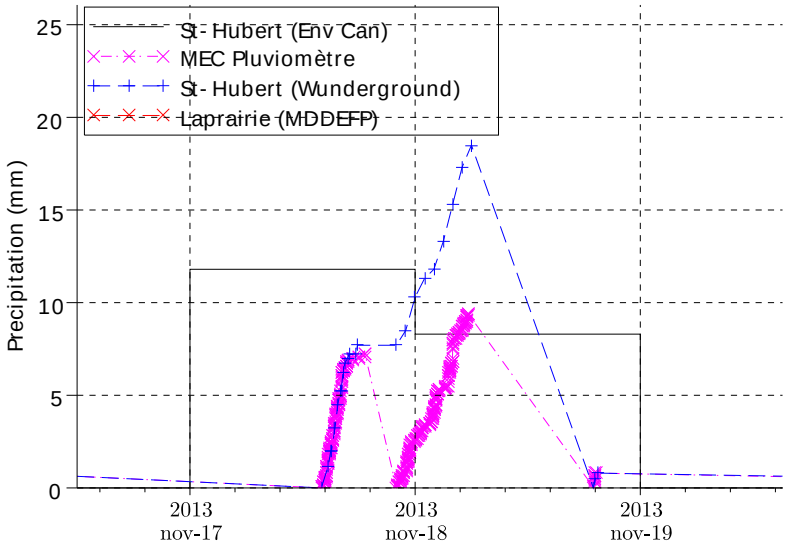

Figure 3.14 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour les jours du 17 au 18 novembre 2013.

disponibles sinon on prend les données quotidiennes d'Environnement Canada. La figure 3.16 montre les précipitations journalières retenues pour calculer le volume ruisselé dans le jardin de pluie. On utilise les données de Laprairie pour estimer le début et la durée de la pluie lorsque les données de Wunderground ne sont pas disponibles.

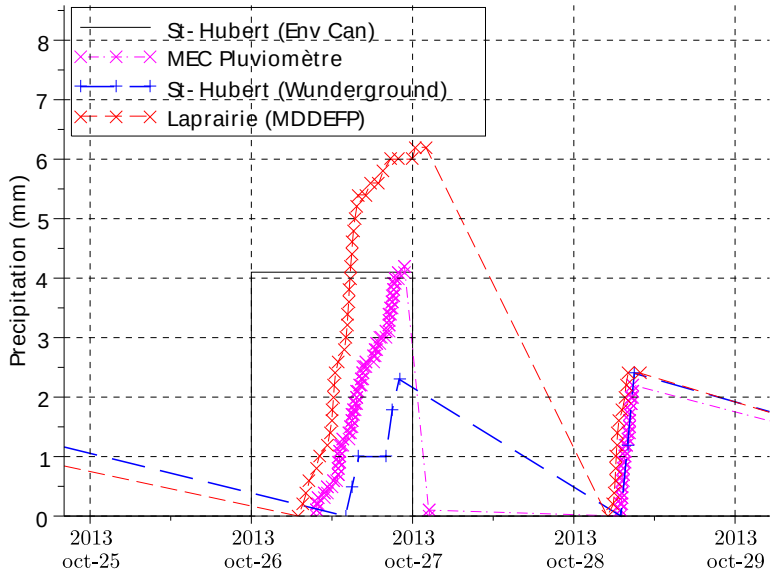

Figure 3.15 Hyétogramme de la figure 3.8 agrandi pour les jours du 25 au 29 octobre 2013.

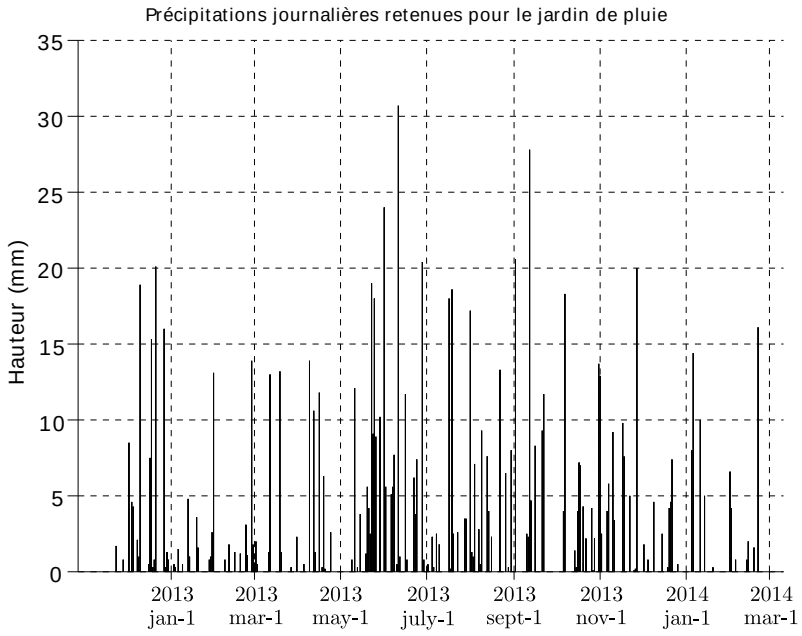

Figure 3.16 Hauteur de pluie journalière retenue pour le jardin de pluie.

3.4.2 Conversion pluie - ruissellement

Une fois que les données de pluie sont fixées, il reste à calculer le débit de ruissellement associé à chaque pluie. Pour cela, deux méthodes ont été utilisées. La première est la méthode rationnelle et la seconde est la méthode du Curve Number (CN) développé par le Soil Conservation Service.

Méthode rationnelle

Une fois les données pluviométriques décrites avec précision, il faut convertir ces hauteurs de pluie en débit de ruissellement. Connaissant la superficie drainante du jardin de pluie et le coefficient de ruissellement des différentes surfaces, on peut ainsi déduire le volume entrant dans le jardin de pluie avec la méthode rationnelle (tableau 3.4). Il faut préciser que le coefficient de ruissellement n'est en théorie valable que pour les précipitations liquides et non pour la neige. Cependant, on considère que la neige fondue suit la même dynamique de ruissellement que la pluie et par conséquent on applique le même coefficient de ruissellement pendant toute la saison hivernale. Par ailleurs, les valeurs de coefficient de ruissellement ont été recueillies des documents de la municipalité de St-Hubert. Ces coefficients de ruissellement sont des moyennes et dépendent de beaucoup de paramètres notamment de la pente du terrain, de la capacité d'infiltration des zones perméables (le gazon) ou encore de l'intensité de l'évènement de pluie. Ce sont autant de facteurs qui induisent une incertitude sur le débit de ruissellement final. Il faut rappeler que l'on cherche à calculer le taux de rétention du système de bio-rétention et que ce taux dépend directement du volume ruisselé. Il sera donc essentiel d'évaluer la gamme de variation du coefficient de ruissellement global du stationnement du magasin MEC.

Tableau 3.4 Calcul de la surface contributrice drainante du jardin de pluie, adapté du tableau 2.4 de (Dugué, 2010). Note : le coefficient de ruissellement du jardin de pluie est égal à 100% car toute l'eau qui tombe dans le jardin de pluie ruissèle dans ce même jardin de pluie par définition.

Type	Coefficient de ruissellement (R_i)	Superficie (A_i) (m^2)	Surface contributrice $R_i \times A_i (m^2)$
Pavage	90%	3048	2743,2
Béton	95%	100	95,0
Gazon	15%	$742 - 50 \times 5 = 492$	73,8
Jardin de pluie	100%	$50 \times 5 = 250$	250,0
Total	81,3%	3890	3162,0

Finalement, pour obtenir le volume ruisselé quotidien dans le jardin de pluie, il suffit

de multiplier la surface contributrice totale $S_T = 3162\ m^2$ par la hauteur de précipitation journalière h_{precip} (équation 3.1).

$$V_{ruiss} = \left(\sum_i R_i \times A_i \right) \times h_{precip} \tag{3.1}$$

Méthode SCS-CN

La méthode rationnelle est une méthode très simple et ses limites ont été précisées dans le paragraphe précédent. Une deuxième méthode a été utilisée pour estimer le ruissellement . Il a été calculé en utilisant la méthode du Curve Number développé par le Soil Conservation Service (SCS- CN) pour convertir la hauteur de précipitations en volumes de ruissellement. La gamme de CN pour chaque type de sol et pour chaque conditions d'humidité antérieure est présentée dans le tableau 3.5. Dans une étude, le ruissellement a été suivie sur un petit bassin entièrement recouvert d' asphalte ou de béton (Pandit et Heck, 2009). Les auteurs ont constaté que la quasi-totalité des précipitations a été convertie en ruissellement, et les CN mesurés sont utilisés dans cette étude (tableau 3.5). Le CN pour le gazon a été estimée à l'aide du manuel hydrologique du ministère de l'Agriculture des États-Unis (USDA, 1997). La conductivité hydraulique du sol natif a été estimée en utilisant la diminution du niveau d'eau interne du jardin de pluie pendant la période sèche K_{sat}=1 μm/s. La profondeur de la nappe phréatique n'a pas été mesurée directement. Mais aucune augmentation du niveau de l'eau a été mesurée pendant les périodes sèches indiquant donc que la nappe est à une profondeur supérieure à 100 cm. Ainsi, le groupe hydrologique de sols est C. Comme suggéré dans USDA (1997), une relation typique a été utilisé pour calculer la hauteur de perte initiale :

$$I_a = 0{,}2\ \mathrm{S} \tag{3.2}$$

où I_a est la hauteur de perte initiale (mm), et S la profondeur de rétention potentielle maximale (mm).

Tableau 3.5 Curve Number (CN) et perte initiale I_a (mm) mentionnée entre parenthèses pour différent types de sol et conditions de ruissellement antérieures (ARC).

ARC	Béton	Asphalte	Gazon	Bio-rétention	Total I_a (mm)	Période sèche antérieure
ARC I (sec)	100 (0)	97 (1,6)	55 (41,6)	100 (0)	6,5	>120h
ARC II (moy.)	100 (0)	99 (0,5)	74 (17,8)	100 (0)	2,7	48 à 120h
ARC III (hum.)	100 (0)	100 (0)	88 (6,9)	100 (0)	0,9	8 à 48h

Comparaison des méthodes

La figure 3.17 montre que les volumes de ruissellement calculés par les deux méthodes sont très proches. Lorsque la condition d'humidité antérieure est humide (ARC III), les volumes calculés par la méthode du SCS-CN sont plus élevés que ceux calculés par la méthode rationnelle. Dans les deux autres cas, c'est l'inverse qui se produit. Le suivi quantitatif du jardin de pluie a débuté le 21 novembre 2012, la figure 3.18 montre l'évolution temporelle du volume cumulé de pluie qui a ruisselé dans le jardin. L'étude de l'incertitude liée au choix d'une des deux méthodes est décrite dans la section 3.4.8. Dans toute la suite de l'étude, c'est la méthode du SCS-CN qui est utilisée pour calculer les volumes de ruissellement.

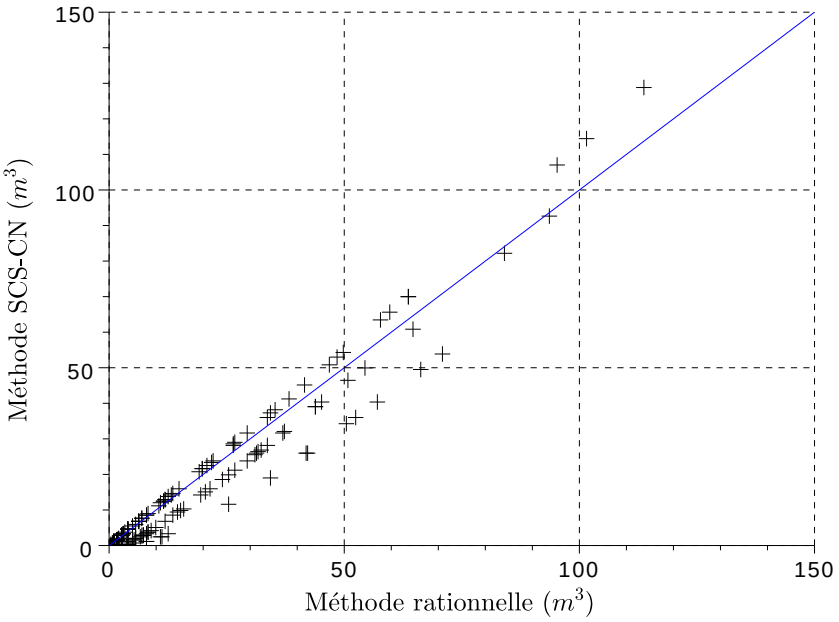

Figure 3.17 Comparaison des volumes de ruissellement par évènement calculés avec la méthode rationnelle et la méthode du SCS-CN.

3.4.3 Identification des évènements de pluie

Dans l'interprétation des résultats réalisée dans l'article du chapitre 4, on a divisé la pluviométrie en évènements indépendants. En fait, on appelle évènement de pluie indépendant un évènement de pluie dont le ruissellement généré n'influencera pas l'évènement suivant. Autrement dit, on considère que des précipitations font partie du même évènement tant que le débit à l'exutoire n'est pas retourné à zéro. Donc l'identification des évènements indépendants est intimement liée au ruissellement qui est traité à la section 3.4.4 de ce mémoire. Il faut alors déterminer la durée entre deux évènements de pluie indépendants. Par essai-erreur on

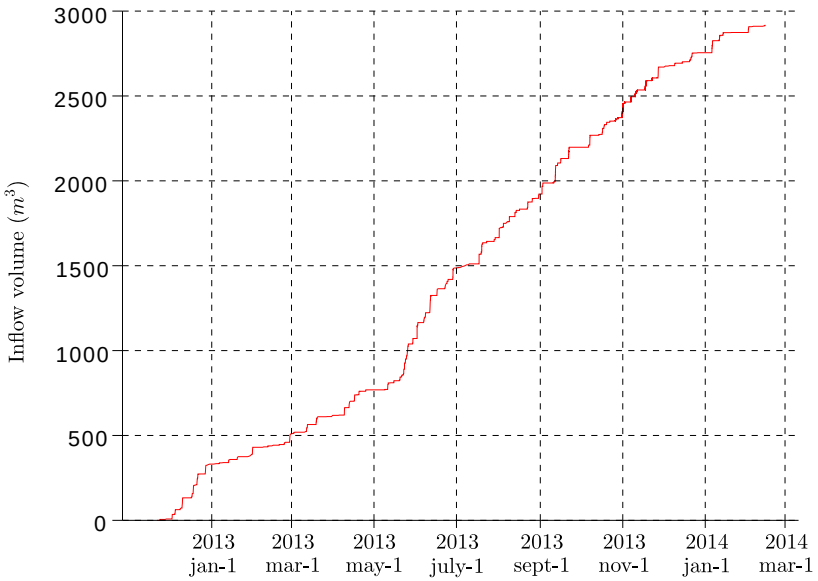

Figure 3.18 Volume de pluie ruisselée cumulé, calculé à partir des données de pluie brutes et un coefficient de ruissellement global de 81,3% (voir tableau 3.4.

a trouvé qu'une durée de 8 h permet de rendre les évènements indépendants. Ce point est développé plus en détail dans le chapitre 4. La figure 3.19 présente la durée et l'intensité de chaque évènement de pluie apparu pendant la période d'étude (21 novembre 2012 au 14 février 2014). On compare ces évènements à la courbe Intensité Durée Fréquence (IDF) de récurrence 2 ans établie à la station de St-Hubert par Environnement Canada entre 1965 et 1995.

$$i_{2ans} = 19{,}5T^{\text{-}0{,}679} \tag{3.3}$$

Donc, il n'y a pas eu d'évènement extrême pendant l'étude. Le seul évènement qui est au-dessus de la courbe est une pluie de 14,3 mm et d'une durée de 27 min tombée le 9 septembre 2013.

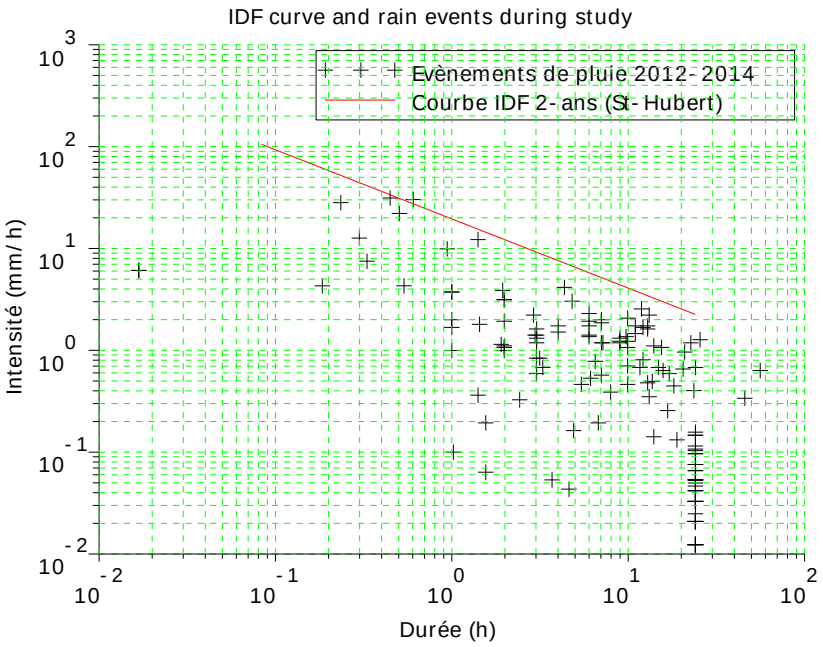

Figure 3.19 Comparaison de la récurrence de tous les évènements à la courbe Intensité Durée Fréquence de récurrence 2 ans de la station de St-Hubert.

3.4.4 Données débitmétriques à la sortie du jardin de pluie

Description et emplacement des débitmètres

On utilise deux débitmètres ISCO 2150 (figure 3.20) pour mesurer le volume sortant du jardin de pluie. Ils utilisent l'effet Doppler pour calculer la vitesse moyenne de l'écoulement, et la pression hydrostatique pour mesurer la hauteur d'eau dans la conduite. Le débitmètre No.1 mesure le débit entrant dans le regard RP-06, et le débitmètre No.2 mesure le débit sortant par la conduite haute du regard RP-06 vers le regard RP-05 (figures 3.2 et 3.21). Les débitmètres sont autonomes car ils sont alimentés par deux batteries alcalines de 6V (tableau 3.6). Malheureusement, pendant l'hiver les batteries se déchargent très vite et donc 36 jours de données de hauteur et de vitesse manquent pendant les quinze mois de suivi expérimental (voir figure 3.30). Heureusement, ces jours manquant interviennent pendant des périodes très froides où la possibilité que des eaux aient été évacuées par le jardin est peu probable.

Figure 3.20 Débitmètre à effet Doppler ISCO 2150.

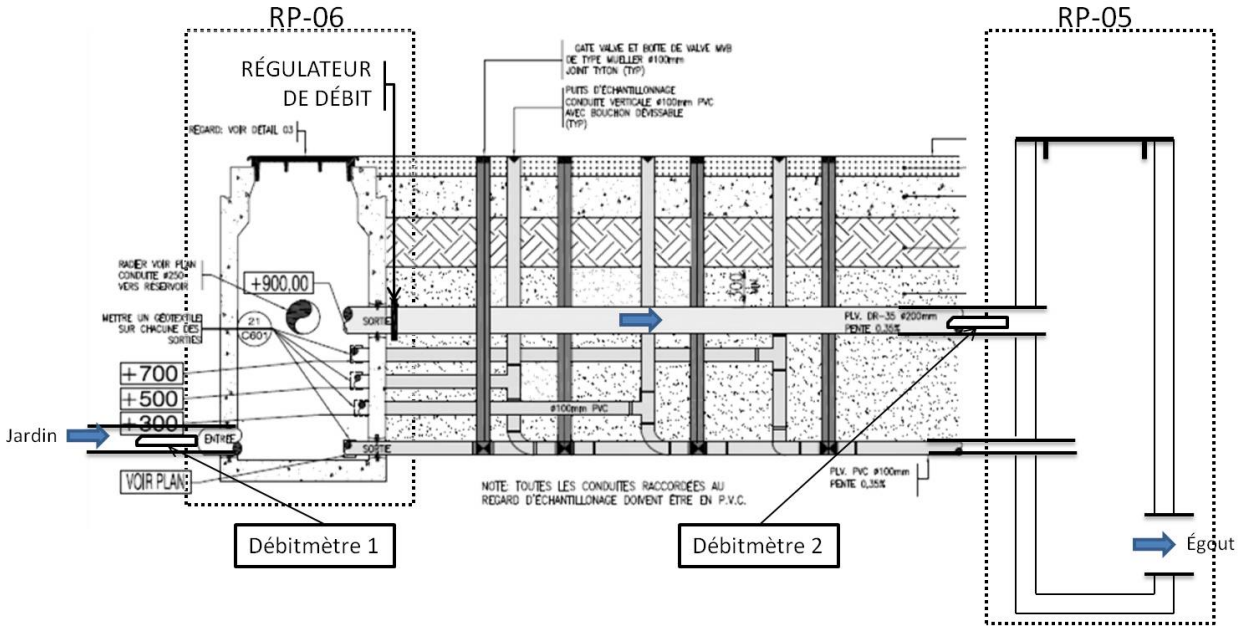

Figure 3.21 Schéma simplifié des regards-puisards RP-06 et RP-05 avec l'emplacement des débitmètres.

Tableau 3.6 Spécifications principales d'un débitmètre ISCO 2150.

Module ISCO 2150	
Dimension (HxWxD)	74 x 287 x 191mm
Poids	$0,9\,kg$
Température d'utilisation	-40℃ à 60℃
Alimentation	12 VDC nominal (7 à 16,6 VDC)
Mémoire	79 000 lectures
Intervalle d'enregistrement	1 min
Sonde débitmétrique ISCO 2150	
Dimension	19 x 33 x 152 mm
Poids	$1\,kg$
Température d'utilisation	0℃ à 60℃
Hauteur d'eau (précision)	± 0,003 m de 0,01 à 3,05 m
Vitesse (précision)	± 0,03 m/s de -1,5 à 1,5 m/s

Étalonnage des débitmètres

Chaque débitmètre a été étalonné en hauteur et en vitesse dans un canal d'essai de l'École Polytechnique de Montréal. La figure 3.22 montre comment la sonde débitmétrique est positionnée dans le canal d'essai.

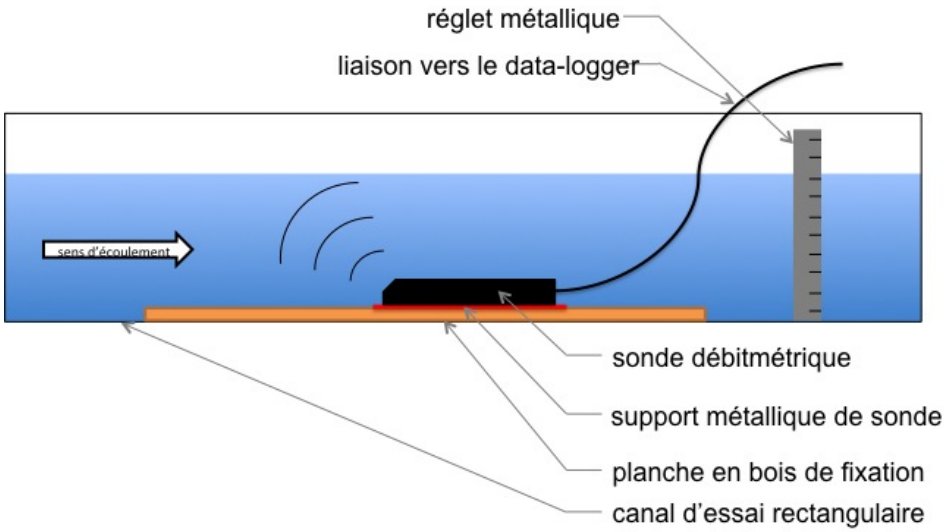

Figure 3.22 Schéma de montage pour l'étalonnage des débitmètres.

La première limite de cet étalonnage est que le canal est rectangulaire tandis que les conduites dans lesquelles les débitmètres ont été placés sont circulaires. Or, les profils de vitesse dans un canal rectangulaire et un canal circulaire sont différents. La deuxième limite de cet étalonnage est la faible précision de l'appareillage du canal d'essai lorsqu'il fonctionne à faible débit. On n'a pas de mesure précise du débit réel dans le canal lorsqu'il est inférieur à 2 L/s.

Les figures 3.23 à 3.26 montrent les courbes d'étalonnage en vitesse d'écoulement et en hauteur d'eau pour les débitmètres No.1 et No.2. Dans le reste de cette étude, les hauteurs d'eau et les vitesses seront toujours ajustées en utilisant les courbes de régression linéaires appropriées.

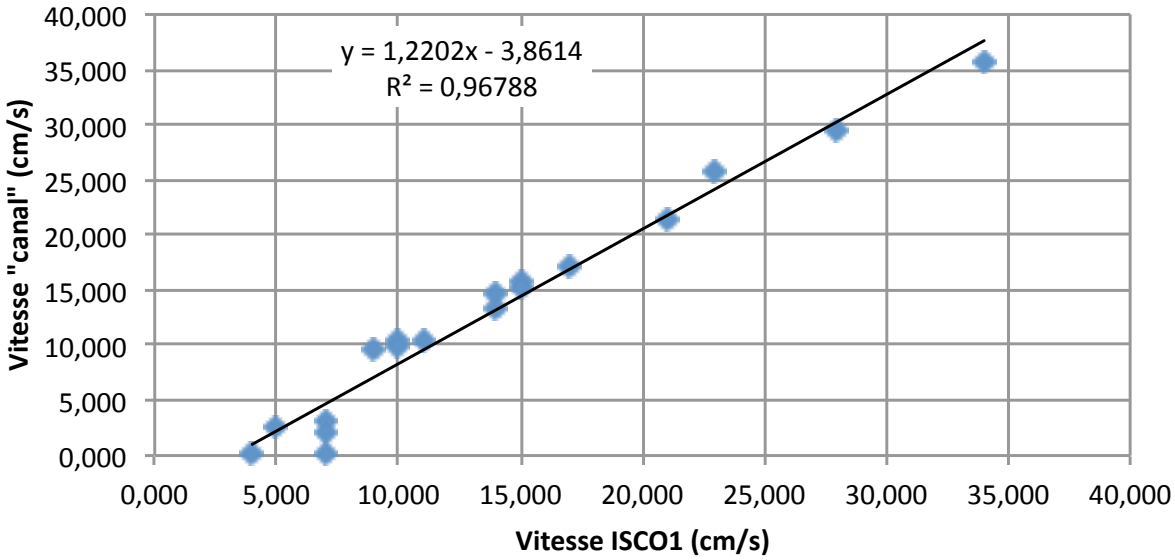

Figure 3.23 Étalonnage en vitesse du débitmètre No.1.

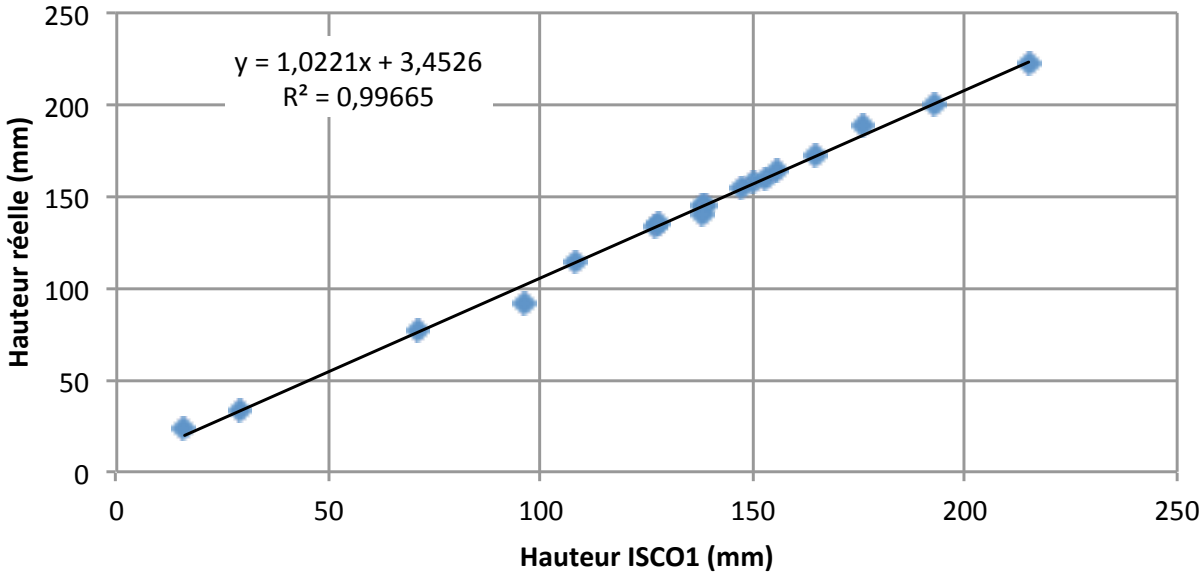

Figure 3.24 Étalonnage en hauteur d'eau du débitmètre No.1.

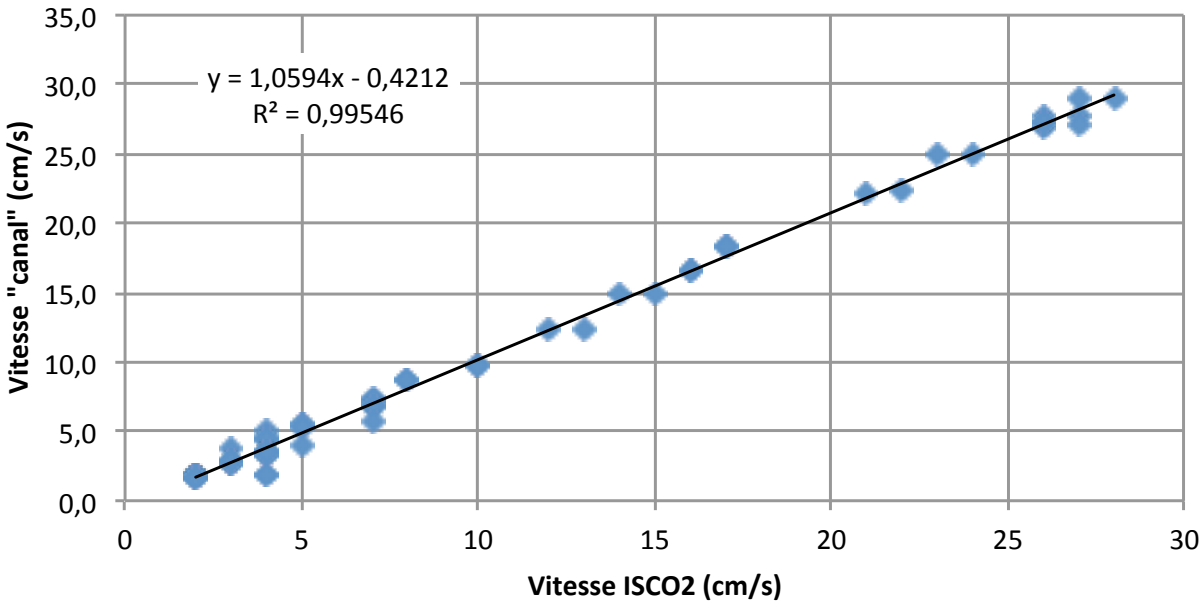

Figure 3.25 Étalonnage en vitesse du débitmètre No.2.

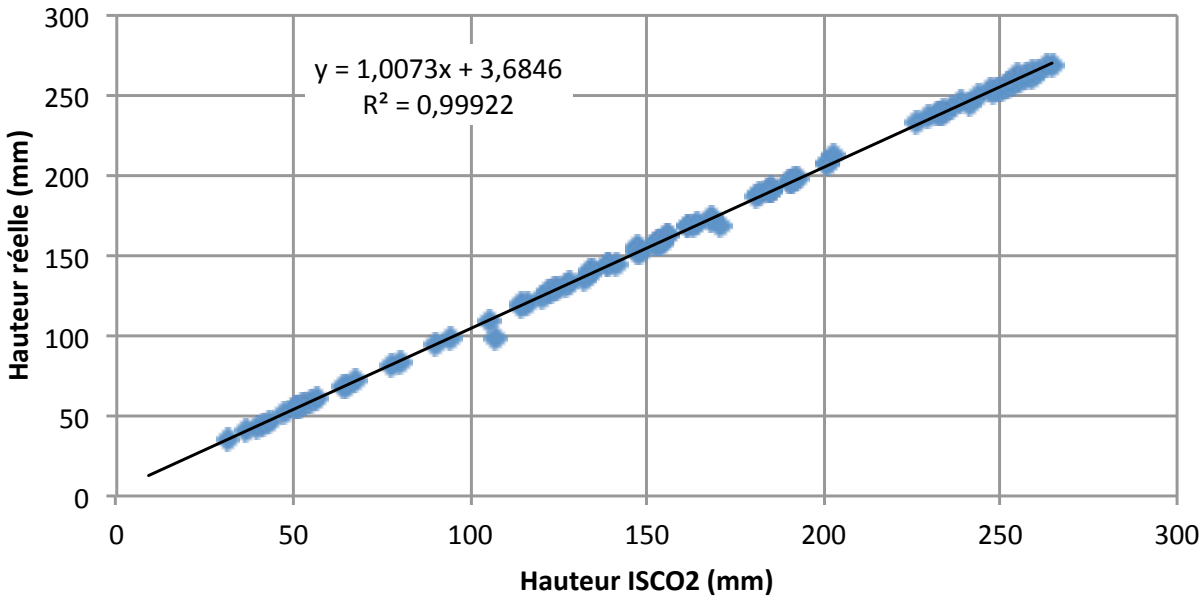

Figure 3.26 Étalonnage en hauteur d'eau du débitmètre No.2.

3.4.5 Relation hauteur-vitesse au niveau du débitmètre No.2

On souhaite établir ici une relation entre la hauteur d'eau et la vitesse d'écoulement mesurées dans la conduite haute qui relie les regards RP-06 et RP-05. C'est dans cette conduite que se trouve le débitmètre No.2 (figure 3.21). Cette relation n'aurait pas pu être établie dans le canal d'essai de l'École Polytechnique car elle dépend de la rugosité de la conduite (coefficient de Manning n), de la forme de la conduite (circulaire alors que le canal est rectangulaire) et de la pente de la conduite. On choisit de relier la hauteur d'eau dans la conduite à la vitesse de l'écoulement dans cette même conduite par l'équation de Manning 3.4. Pour utiliser cette équation, il faut que l'écoulement soit permanent et uniforme dans la conduite, cela aurait pu être le cas si le débitmètre No.2 n'avait pas été placé proche de la sortie de la conduite haute (figure 3.21). Toutefois, nous ne possédons pas d'autre alternative simple permettant d'établir la relation entre la hauteur d'eau et la vitesse d'écoulement, c'est pourquoi nous utilisons l'équation 3.4.

$$U = \frac{1}{n} {R_h}^{2/3} \sqrt{S} \tag{3.4}$$

Avec :

- U = vitesse moyenne d'écoulement permanent et uniforme ($m.s^{-1}$)
- n = coefficient de Manning ($m^{-1/3}.s$)
- R_h = rayon hydraulique (m)
- S = pente de la ligne d'énergie supposée égale à la pente de la conduite (m/m)

Et où le rayon hydraulique est définie par l'équation 3.5.

$$R_h = \frac{A_w}{P_w} \tag{3.5}$$

Avec :

- A_w = aire mouillée (m^2), voir figure 3.27
- P_w = périmètre mouillé (m), voir figure 3.27

Le périmètre mouillé est défini pour une conduite circulaire par l'équation 3.6.

$$P_w = 2 \cdot R \cdot \cos^{-1}\left(1 - \frac{h}{R}\right) \tag{3.6}$$

Et, l'aire mouillée est définie pour une conduite circulaire par l'équation 3.7.

$$A_w = R^2 \left[\cos^{-1}\left(1 - \frac{h}{R}\right) - \left(1 - \frac{h}{R}\right) \times \sin\left(\cos^{-1}\left(1 - \frac{h}{R}\right)\right)\right] \tag{3.7}$$

Avec :

- R = rayon de la conduite circulaire (m)
- h = hauteur d'eau dans la conduite (m)

On peut ainsi évaluer théoriquement la vitesse de l'écoulement U dans la conduite en fonction de la hauteur d'eau h.

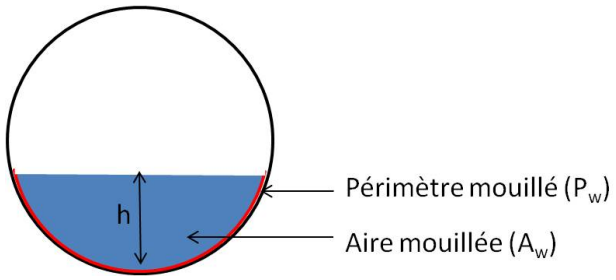

Figure 3.27 Schéma indiquant les grandeurs nécessaires au calcul du rayon hydraulique.

La figure 3.28 montre la vitesse et la hauteur d'eau enregistrées par le débitmètre No.2. On observe que la vitesse n'est mesurée que lorsque le niveau d'eau dépasse nettement l'épaisseur de la sonde débitmétrique. À partir de ces mesures, on peut tracer la courbe de tarage dans la conduite haute où se trouve le débitmètre No.2. Cette courbe est représentée sur la figure 3.29. On a tracé également sur la figure 3.29 les valeurs de vitesses théoriques en utilisant l'équation de Manning (Eq. 3.4) et un coefficient de Manning n_{ref} pour le PVC :

$$n_{ref} = 0,009 m^{-1/3}.s \tag{3.8}$$

Ces vitesses théoriques sous-estiment les vitesses mesurées, c'est pourquoi on calcule un coefficient de Manning ajusté (courbe rouge de la figure 3.29) qui permet de modéliser plus fidèlement les vitesses mesurées :

$$n_{ajus} = 0,00701 m^{-1/3}.s \tag{3.9}$$

Les deux courbes pointillées rouge de la figure 3.29 montrent l'intervalle de confiance à 95% des valeurs du coefficient de Manning ajusté.

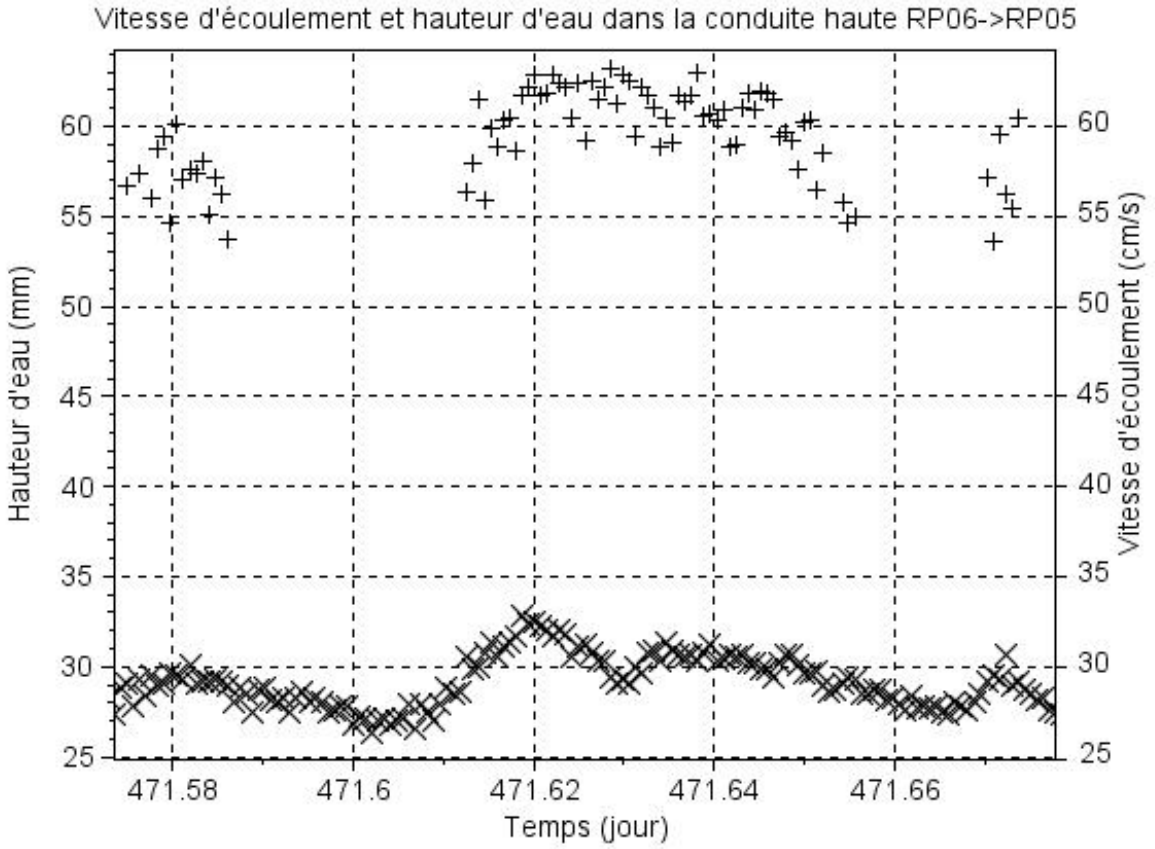

Figure 3.28 Vitesse d'écoulement (symbole '+') et hauteur d'eau (symbole '×') dans la conduite haute reliant les regards RP06 et RP05 (débitmètre No.2).

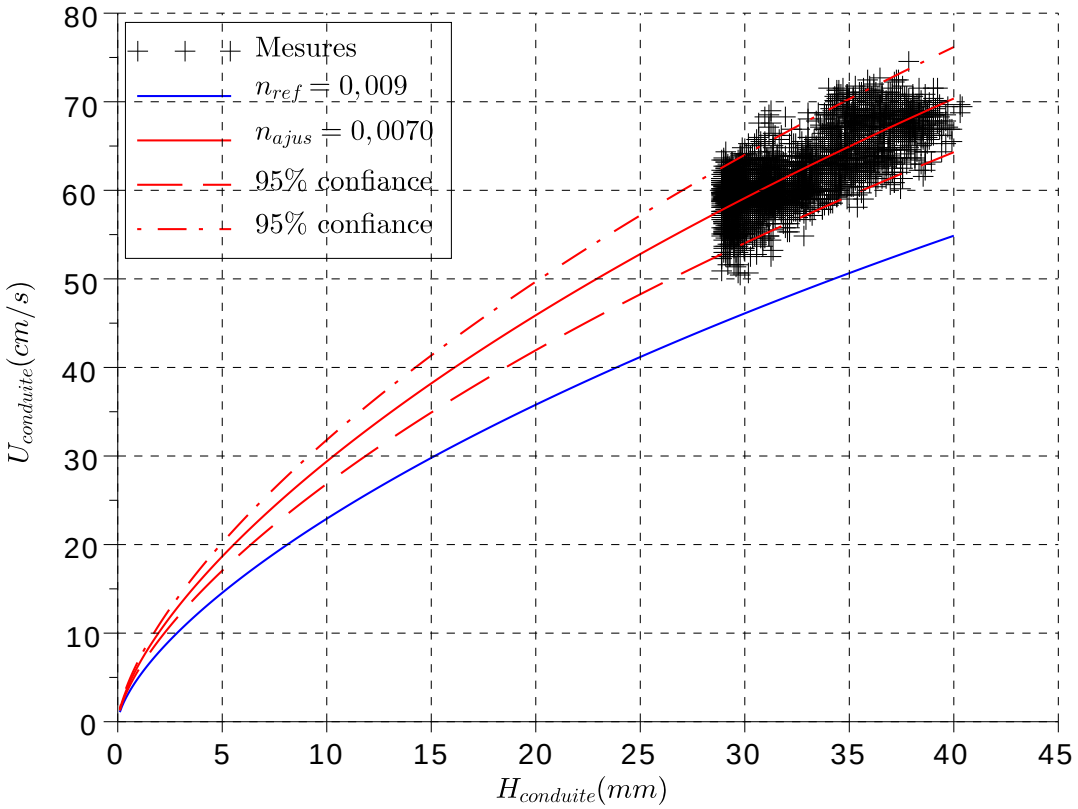

Figure 3.29 Courbe de tarage reliant hauteur et vitesse d'écoulement pour la conduite haute (surverse) située entre les regards RP-06 et RP-05 (débitmètre No.2).

3.4.6 Corrélation entre les débitmètres No.1 et No.2

Initialement seul le débitmètre No.1 était installé dans le regard RP-06, mais après quelques mois de suivi, on s'est rendu compte que le débitmètre No.1 ne parvenait pas à mesurer des vitesses d'écoulement inférieures à 2 cm/s. Or, un écoulement dans un milieu poreux tel que le jardin de pluie est en général très lent. Ainsi, on a décidé d'installer le débitmètre No.2 dans la conduite haute de sortie du regard RP-06 (voir figure 3.21). Dans cette conduite, les écoulements sont plus rapides que ceux dans la conduite d'entrée car la conduite haute est la surverse et n'est pas pleine, contrairement à la conduite d'entrée qui, elle, est toujours noyée.

La figure 3.30 montre le niveau d'eau dans le regard RP-06 (débitmètre No.1) et le niveau d'eau dans la conduite de sortie haute reliant les regards RP-06 et RP-05 (débitmètre No.2). Il est à noter que l'on a commencé à collecter des données dans le débitmètre No.2 qu'à partir du 27 mars 2013, date à laquelle ce deuxième débitmètre a été installé dans la conduite. Ensuite, on observe que lorsqu'il y a des pics de hauteur d'eau dans le regard amont RP-06, ils sont répercutés par des pics de hauteur d'eau dans la conduite de surverse en aval. Néanmoins, les pics de hauteur d'eau sont beaucoup plus faibles dans la conduite que dans le regard, ceci est dû à la présence d'un régulateur de débit à vortex à l'entrée de la conduite où se trouve le débitmètre No.2 (voir figure 3.21).

La figure 3.31 représente le niveau d'eau mesuré par le débitmètre No.2 en fonction du niveau d'eau mesuré par le débitmètre No.1. On observe une hystérésis dans le fonctionnement du régulateur de débit à vortex car pour chaque hauteur d'eau H_{RP06} comprise entre $1050\,mm$ et $1100\,mm$ on peut associer deux valeurs distinctes de hauteur d'eau dans la conduite $H_{conduite}$. Cette hystérésis est très probablement lié au comportement différent du régulateur de débit lorsque l'eau monte et lorsqu'elle descend. D'après les données on n'a pas été capable de caractériser correctement ces deux comportements. Il a donc été décidé de ne modéliser cette courbe que par une seule relation. Par ailleurs, cette courbe ressemble beaucoup à l'addition d'une exponentielle et d'une fonction linéaire du type de l'équation 3.10.

$$H_{conduite} = H_{inf}\left(1 - e^{-k(H_{RP06} - H_0)}\right) + a_{sympt}(H_{RP06} - H_0) \tag{3.10}$$

Où H_{RP06} est la hauteur d'eau mesurée par le débitmètre No.1 dans le regard d'échantillonnage RP-06 et $H_{conduite}$ est la hauteur d'eau dans la conduite de sortie haute (la surverse). Grâce à la figure 3.31, on détermine deux des trois paramètres de l'équation 3.10 :

$$H_{inf} = 30{,}382 \text{ mm}$$

$$H_0 = 971{,}38 \text{ mm}$$

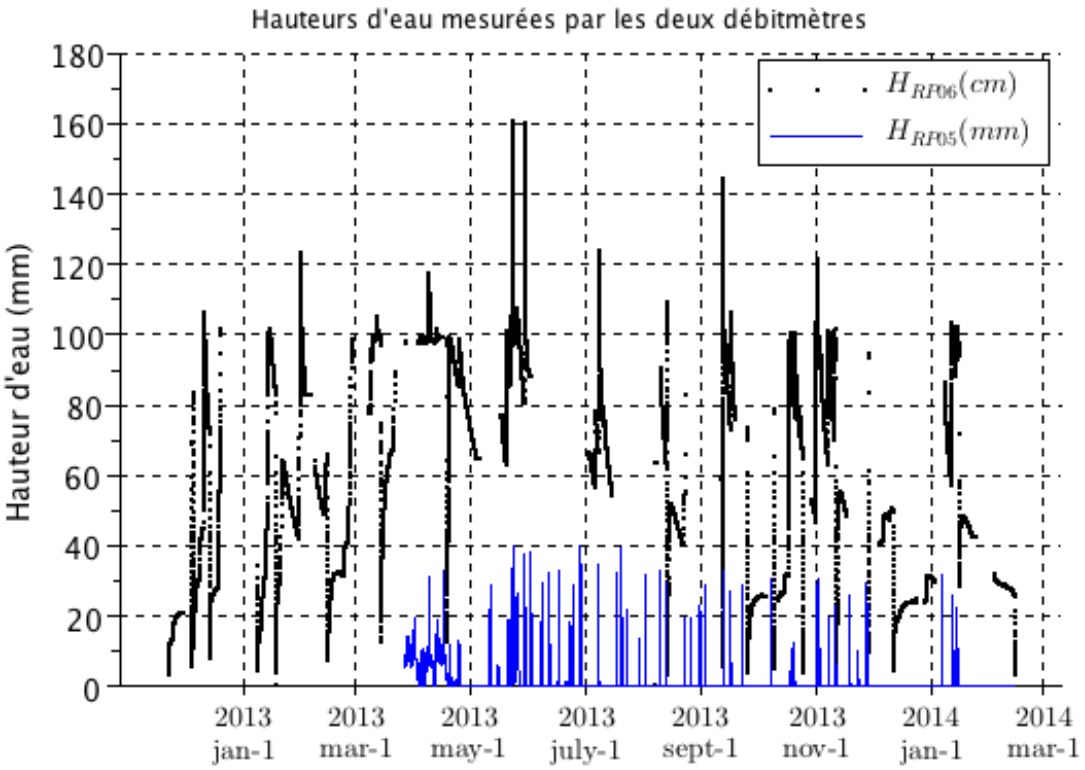

Figure 3.30 Niveaux d'eau mesurés par le débitmètre No.1 dans le regard d'échantillonnage RP-06 et par le débitmètre No.2 dans la conduite haute (surverse) reliant le regard RP-06 au regard RP-05, pendant toute la durée de l'étude.

Puis, on calcule la pente de la partie linéaire en calculant une régression linéaire en ne prenant en compte que les points pour lesquels H_{RP06}>1300 mm. On obtient ainsi un troisième paramètre de l'équation 3.10.

$$a_{sympt} = 0{,}0125 \text{ mm/mm}$$

Ensuite, pour obtenir le taux de croissance exponentielle k, il faut utiliser une régression linéaire. La régression linéaire ne prend en compte que les points pour lesquels H_{RP06}<1050 mm. On obtient alors :

$$k = 0{,}01841 \text{ mm}^{-1}$$

Dans toute la suite de cette étude, on utilisera la relation de l'équation 3.11 pour calculer la

hauteur d'eau dans la conduite haute entre le regard RP-06 et le regard RP-05.

$$H_{conduite} = 30{,}382(1 - e^{-0{,}01841(H_{RP06}-971{,}38)}) + 0{,}0125(H_{RP06} - 971{,}38) \tag{3.11}$$

La figure 3.32 montre la corrélation importante entre la hauteur dans la conduite haute mesurée et la valeur estimée par l'équation 3.11 sur une période de validation s'étendant du 4 au 14 avril 2013. Les paramètres de l'équation 3.11 ont été établi sur une période de calibration s'étendant du 23 au 31 mai 2013. Le coefficient de Nash-Sutcliff a été calculé sur la période de validation pour évaluer la force de la corrélation entre les valeurs mesurées et estimées (figure 3.33), on obtient alors un coefficient de Nash R_{Nash}=0,956 ce qui signifie que la corrélation est très bonne. Donc, l'utilisation de l'équation 3.11 est validée.

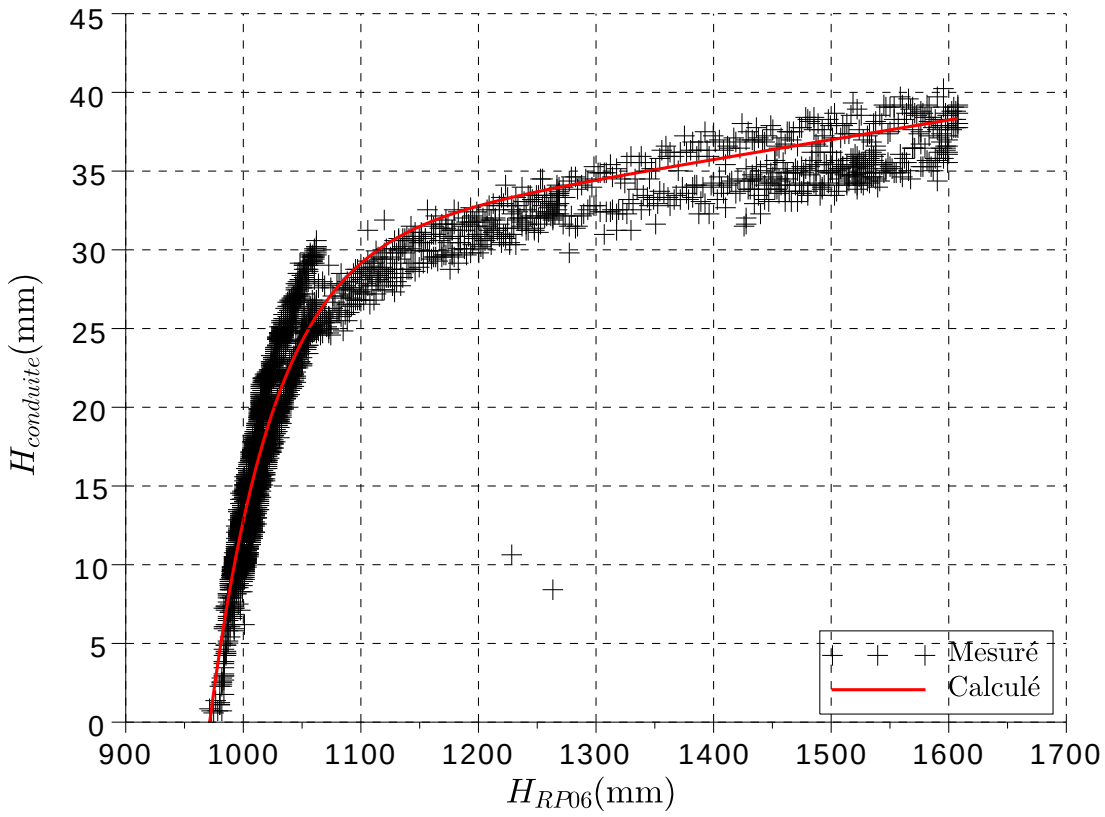

Figure 3.31 Niveau d'eau dans la conduite haute (débitmètre No.2) en fonction du niveau d'eau dans le regard RP-06 (débitmètre No.1).

Pour valider l'ensemble des mesures débitmétriques et des équations utilisées, on utilise la

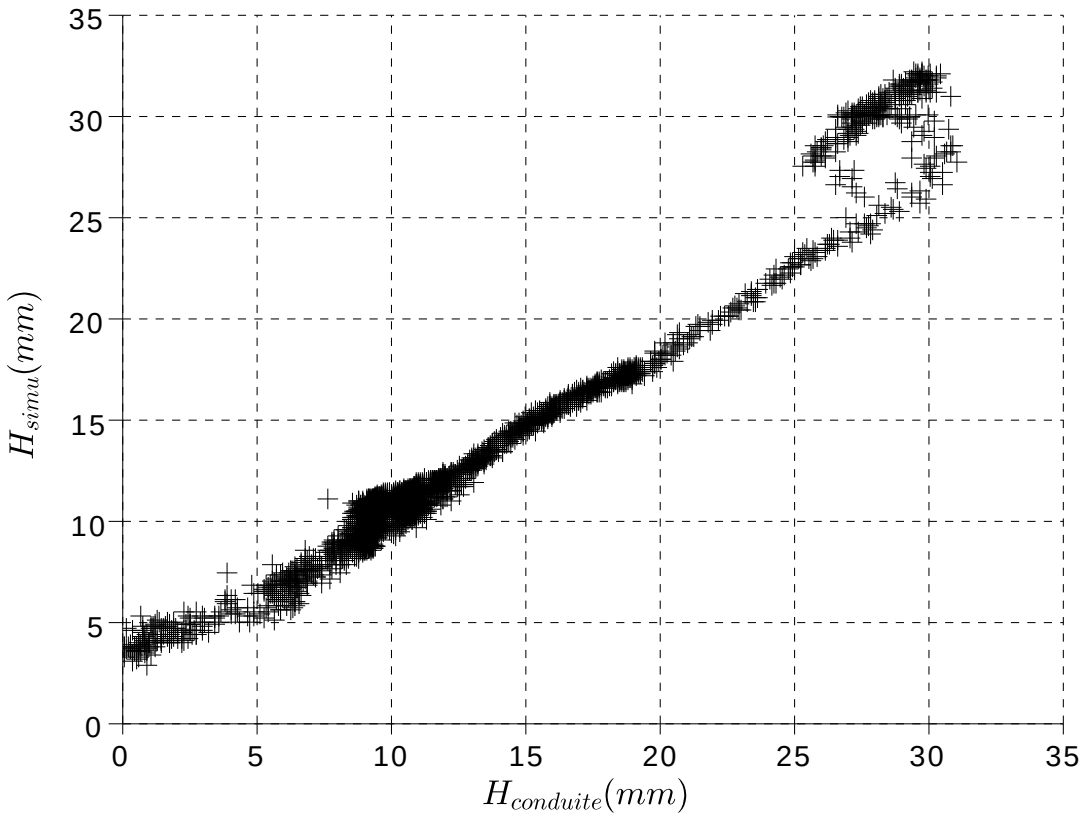

Figure 3.32 Corrélation entre la valeur simulée H_{simu} et la valeur mesurée $H_{conduite}$ de la hauteur d'eau dans la conduite haute (surverse) reliant les regards RP-06 et RP-05

courbe de tarage du régulateur de débit à vortex fournie par le manufacturier (figure 3.34). Malheureusement, la courbe de tarage commence avec une hauteur d'eau en amont du vortex de 0,5 m, et la valeur maximale que l'on a mesurée est de 0,63 m, donc la plage de validation est faible. Cependant, les deux courbes sont très proches dans cette gamme de hauteur d'eau. Cela valide donc l'ensemble de la démarche traitée dans cette section.

3.4.7 Calcul du volumes évacué

À raison d'une mesure par minute pendant quinze mois, la quantité de données est très importante, d'où la nécéssité d'avoir recourt à un script automatisé pour calculer le volume évacué par le jardin de pluie. Pour cela, le logiciel gratuit Scilab a été utilisé. Il permet de programmer facilement ce genre de calcul (Scilab Enterprises, 2013). Les étapes importantes

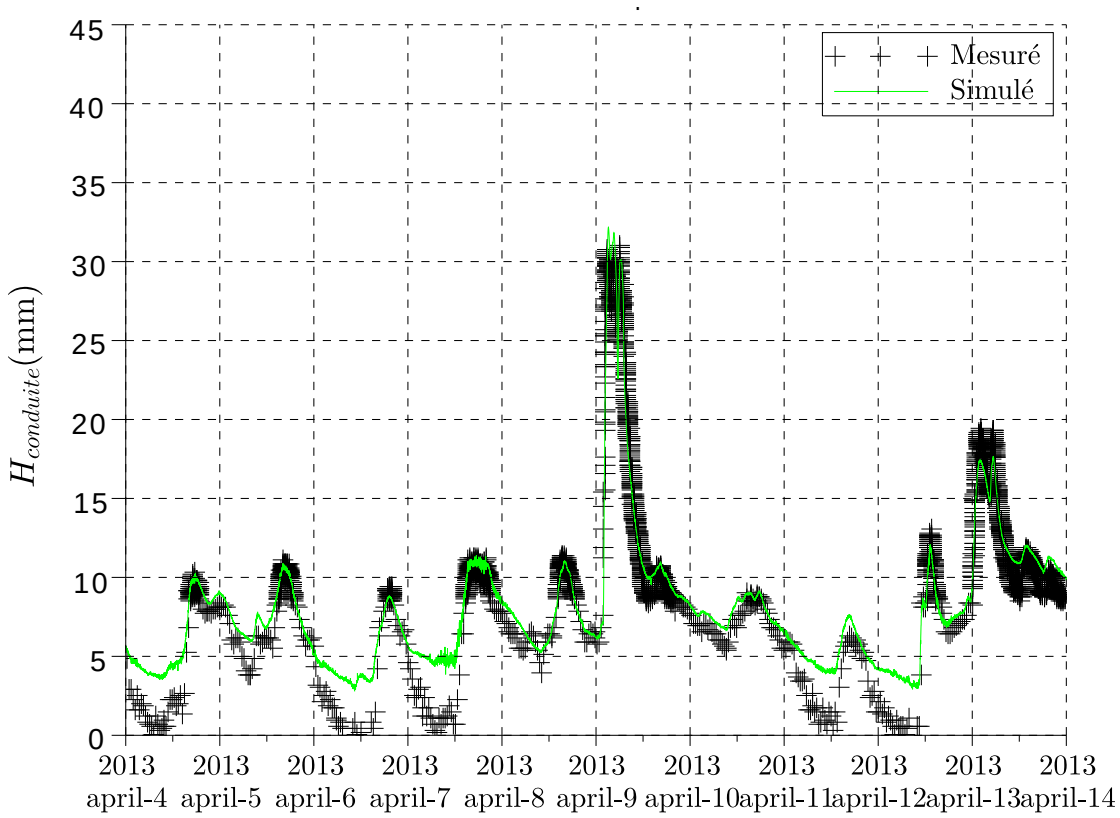

Figure 3.33 Validation de la hauteur d'eau dans la conduite de surverse simulée.

du calcul du rapport entre volume ruisselé et volume évacué sont décrites ci-après.

Étape 1

Mettre à l'échelle des données de vitesse et de hauteur d'eau grâce aux courbes d'étalonnage.

$$H_{RP06} := 1,0221 H_{ISCO1} + 3,4526 \tag{3.12}$$

$$U_{RP06} := 1,2202 U_{ISCO1} - 3,8614 \tag{3.13}$$

$$H_{conduite} := 1,0073 H_{ISCO2} + 3,6846 \tag{3.14}$$

$$U_{conduite} := 1,0594 U_{ISCO2} - 0,4212 \tag{3.15}$$

Où H_{ISCOi} et U_{ISCOi} sont respectivement la hauteur d'eau et la vitesse d'écoulement mesurées par le débitmètre No.i.

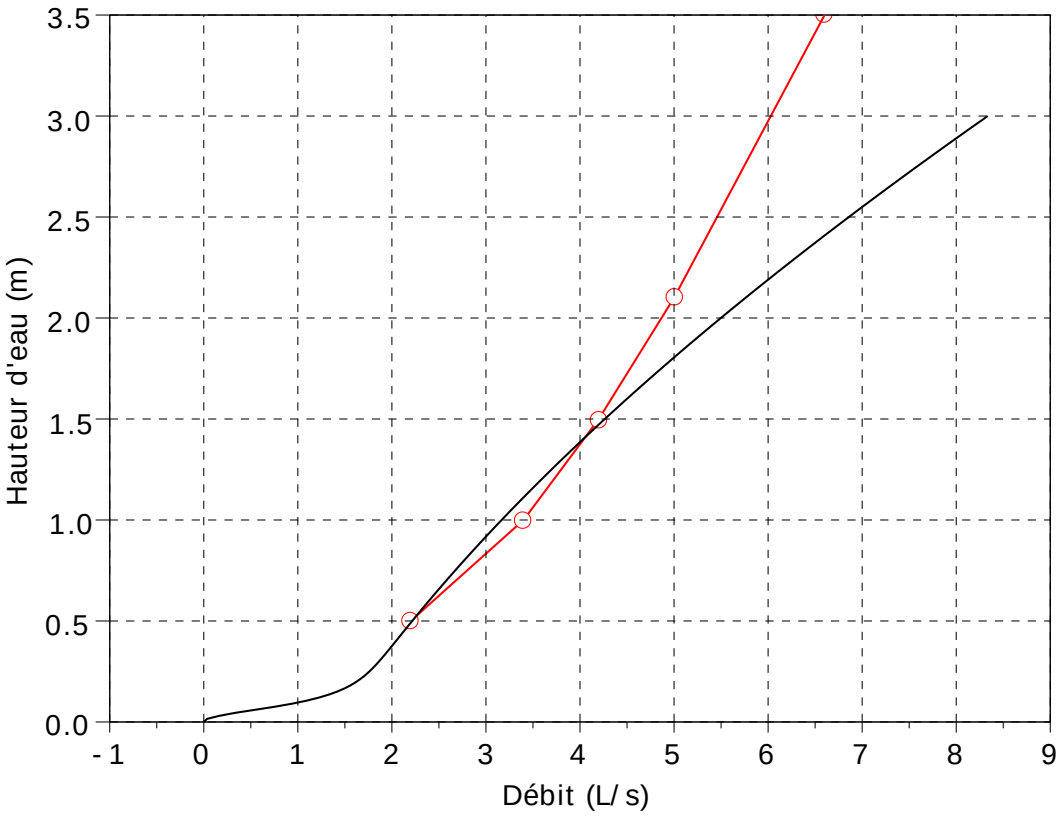

Figure 3.34 Comparaison de la courbe de tarage expérimentale et celle fournie par le constructeur du régulateur de débit à vortex reliant la hauteur d'eau en amont de régulateur au débit en aval.

Étape 2

Calculer le débit sortant du regard d'échantillonnage RP-06 quand on procède à une vidange du regard RP-06 (Ouverture de la vanne 4). On utilise pour cela les valeurs de vitesse et de hauteur mesurées par le débitmètre No.1. On sait par ailleurs que le rayon de la conduite d'entrée du regard d'échantillonnage RP-06 est $R_e = 0,100\ m$. L'équation 3.17 calcule l'aire mouillée A_{we} de la conduite où se trouve le débitmètre No.1 en fonction de la hauteur d'eau dans le regard H_{RP06} en s'inspirant de l'équation 3.7.

$$tps1 : temps\ de\ vidange \tag{3.16}$$

$$A_{we} = 0,1^2 \left[\cos^{-1}\left(1 - \frac{H_{RP06}}{0,1}\right) - \left(1 - \frac{H_{RP06}}{0,1}\right) \times \sin\left(\cos^{-1}\left(1 - \frac{H_{RP06}}{0,1}\right)\right)\right] \quad (3.17)$$

$$Q_1(t) = U_{RP06}(t) \times A_{we}(t),\ \forall t \in tps1 \quad (3.18)$$

Étape 3

Trouver les instants où le niveau d'eau dans le regard RP-06 est supérieur au niveau de la conduite haute.

$$tps2 : temps\ o\ H_{RP06} > H_0$$

$$t \in tps2 \Leftrightarrow H_{RP06}(t) > H_0 \quad (3.19)$$

Étape 4

Simuler la hauteur d'eau dans la conduite haute pendant la période où les données de $H_{conduite}$ n'étaient pas disponibles puisque le débitmètre No.2 n'était pas encore installé.

$$H_{simu}(t) = 30,382 \times (1 - e^{-0,01841(H_{RP06}(t) - 971,38)}) + 0,0125(H_{RP06} - 971,38),\ \forall t \in tps2 \quad (3.20)$$

Étape 5

Calculer le rayon hydraulique. Le rayon de la conduite haute est $R = 0,100m$. On utilise les équations 3.5 à 3.7 pour calculer le rayon hydraulique à chaque pas de temps. On note qu'il faut mettre H_{simu} en mètre, car l'équation 3.20 donne une valeur en millimètre. Les équations 3.21 et 3.22 calculent respectivement le périmètre mouillé et l'aire mouillée de la conduite haute dans laquelle se trouve le débitmètre No.2 en fonction de la hauteur d'eau H_{simu} simulée dans cette même conduite.

$$P_{ws} = 2 \cdot 0,1 \cdot \cos^{-1}\left(1 - \frac{H_{simu}}{0,1}\right) \quad (3.21)$$

$$A_{ws} = 0,1^2 \left[\cos^{-1}\left(1 - \frac{H_{simu}}{0,1}\right) - \left(1 - \frac{H_{simu}}{0,1}\right) \times \sin\left(\cos^{-1}\left(1 - \frac{H_{simu}}{0,1}\right)\right)\right] \quad (3.22)$$

$$R_h = \frac{A_{ws}}{P_{ws}} \quad (3.23)$$

Étape 6

Calculer la vitesse d'écoulement dans la conduite haute par l'équation de Manning. La pente de la conduite haute est $S = 0,35\%$ d'après la figure 3.6, et on utilise le coefficient de

Manning de l'équation 3.9.

$$U(t) = \frac{1}{0,00684} R_h(t)^{2/3} \sqrt{0,0035} \ , \ \forall t \in tps2 \tag{3.24}$$

Étape 7

Calculer l'aire mouillée modifiée A_{ww}. Cette aire mouillée modifiée prend en compte la section transversale de la sonde débitmétrique (figure 3.35).

$$A_{ww}(t) = A_{ws}(t) - \min\left(H_{simu}(t); H_{sensor}\right) \times L_{sensor} \ , \ \forall t \in tps2 \tag{3.25}$$

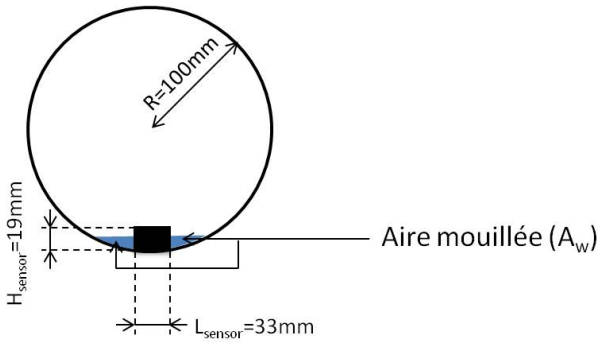

Figure 3.35 Ajustement de l'aire mouillée en fonction de la hauteur d'eau en présence de la sonde débitmétrique.

Étape 8

Calculer le débit sortant par la conduite haute de surverse reliant les regards RP-06 et RP-05.

$$Q_1(t) = U(t) \times A_{ww}(t), \ \forall t \in tps2 \tag{3.26}$$

Étape 9

Finalement, on calcule le volume évacué en intégrant le débit Q_1 dans le temps.

$$V_{evac} = \int_{t \in tps1, \ t \in tps2} Q_1(t)dt = \sum_{t \in tps1} Q_1(t)\Delta t + \sum_{t \in tps2} Q_1(t)\Delta t \ , \text{ où } \Delta t = 60s \tag{3.27}$$

La figure 3.36 représente ce volume évacué V_{evac} depuis le 21 novembre 2012, date à laquelle le suivi quantitatif a débuté. Il y a des périodes où il n'y a pas de données, cela est dû à la faible autonomie des batteries du débitmètre pendant l'hiver.

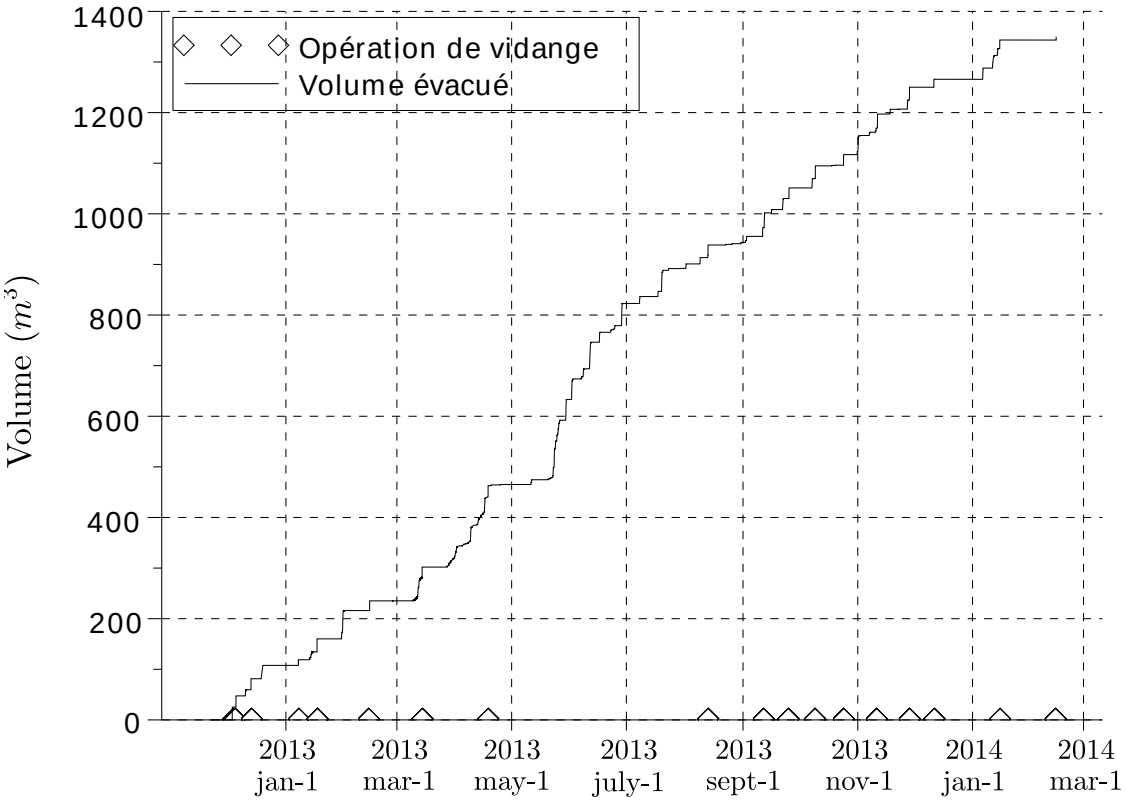

Figure 3.36 Volume total évacué cumulatif depuis le 21 novembre 2012.

3.4.8 Incertitudes sur les calculs de volume

Incertitudes sur les volumes ruisselés

Le calcul des incertitudes sur les volumes ruisselés s'appuie sur trois sources différentes récapitulées dans le tableau 3.7. Dans le cas de référence, le volume total ruisselé pendant la période d'étude est de 2683,69 m^3.

La première source vient des données de pluie que l'on a utilisées. L'incertitude est calculé dans le cas où l'on n'utiliserait uniquement les données d'Environnement Canada. La deuxième source vient des différences entre les deux méthodes de conversion pluie - ruissellement utilisées (méthode rationnelle et méthode du SCS-CN). L'incertitude calculée est la différence de volume ruisselé calculé par chaque méthode. La troisième incertitude vient de la valeur prise pour le CN du gazon. Si on considère que le type de sol n'est plus de classe C mais de classe D, alors le CN moyen du gazon passe à 78. D'après le tableau 3.7, l'incertitude la plus importante vient du choix de la méthode de conversion pluie - ruissellement. Une autre méthode encore plus complète aurait pu être utilisée, il s'agirait d'utiliser le logiciel SWMM

Tableau 3.7 Source et magnitude des incertitudes sur le calcul du volume ruisselé.

Source	Incertitudes	
	δV_{IN} (m^3)	$\delta V_{IN}/\overline{V_{IN}}$
Données de pluie	±30,8	±1,15%
Conversion pluie - ruissellement	±232,6	±8,67%
CN gazon	±10,0	±0,37%

pour calculer le ruissellement. Cette étude des incertitudes montre que les incertitudes sur les données pluviométriques demeurent raisonnables.

Incertitudes sur les volumes évacués

Il existe essentiellement quatre sources d'incertitude sur le calcul du volume évacué récapitulées dans le tableau 3.8. Dans le cas de référence, le volume total évacué pendant la période d'étude est de 1349,52 m^3.

La première source d'incertitude est l'étalonnage des débitmètres. En effet, il est recommandé de valider les données des débitmètres après quelques mois d'installation. Cet étalonnage n'a pas pu être effectué dans cette étude et il est possible qu'un biais se soit introduit au fil des mesures. Pour évaluer cette incertitude on a introduit un biais de 2% pour les mesures de hauteur et de vitesse des deux appareils installés dans le jardin de pluie. Ensuite, le coefficient de Manning est l'autre source d'incertitude. Pour évaluer cette dernière on a utilisé les valeurs de coefficient de Manning des limites de confiance à 95% que l'on voit sur la figure 3.29. La troisième source d'erreur est le calcul de H_{simu} pendant la période où le débimètre No.2 n'était pas installé (voir équation 3.11). L'incertitude dans ce cas a été calculé en faisant varier la valeur de H_0 de 0,5% qui est sa plage de variation. Enfin la dernière erreur vient de la mesure de débit pendant les opérations de vidange du jardin. Pendant

Tableau 3.8 Source et magnitude des incertitudes sur le calcul du volume évacué.

Source	Incertitudes	
	δV_{OUT} (m^3)	$\delta V_{OUT}/\overline{V_{OUT}}$
Étalonnage des débitmètres	±85,9	±6,36%
Coefficient Manning n_{ajus}	±80,5	±5,96%
Calcul H_{simu}	±33,9	±2,51%
Opération de vidange	±43,5	±3,23%
Total	±288,9	±21,4%

ces opération de vidange, il a été observé que la mesure de vitesse était souvent erronée. On a donc évaluer cette incertitude en introduisant un biais de 20% dans cette mesure de vitesse pendant les vidanges. L'incertitude totale a été calculée en introduisant les biais des quatre sources d'incertitude en même temps. Cette incertitude totale est élevée puisqu'elle atteint ±21,4%. Cela est dû au fait que le débit n'est pas mesuré directement mais à l'aide de plusieurs intermédiaires. Une mesure directe du débit avec l'aide d'un déversoir par exemple permettrait de réduire considérablement cette incertitude.

3.4.9 Conductivité hydraulique du substrat du jardin de pluie

Pour la deuxième phase de suivi expérimental, il a été décidé de faire le suivi de la conductivité hydraulique du substrat du jardin de pluie. Pour cela nous avons utilisé le perméamètre Philip-Dune simplifié proposé par Nestingen (2007) et Ahmed *et al.* (2011) qui eux-mêmes s'appuient sur le perméamètre de Philip (1993) dont le principe a été simplifié par Regalado *et al.* (2005). Ce perméamètre Philip-Dune simplifié est un cylindre ouvert aux deux extrémités d'un diamètre intérieur de 100 mm. Ce cylindre est décomposé en deux parties, la partie supérieure est un tube d'acrylique de 39 cm de long transparent gradué sur toute sa longueur, la partie inférieure est une portion de conduite en fer d'un diamètre intérieur de 85 mm usinée pour s'emboîter dans la partie supérieure sur une longueur de 40 mm (voir figure 3.37). L'évolution du niveau d'eau dans l'infiltromètre est relevée grâce à un chronomètre et aux graduations du tube en acrylique.

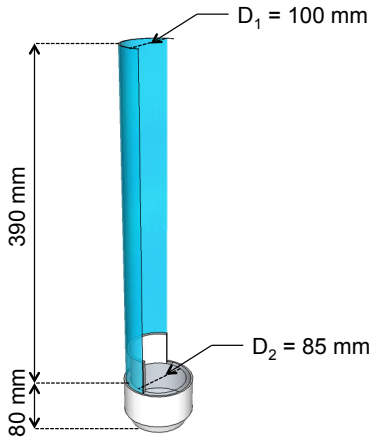

Figure 3.37 Schéma de l'infiltromètre Philip-Dune modifié utilisé durant l'étude.

Le perméamètre MPD possède plusieurs avantages par rapport aux autres perméamètres que sont l'infiltromètre à double anneaux et le perméamètre de Philip-Dune non modifié. D'une part, le MPD est capable de mesurer la conductivité en surface du sol et donc mieux

détecter les effet de colmatage du substrat. D'autre part, l'infiltromètre MPD requiert moins d'eau et un temps de mesure plus court que ses homologues (Ahmed *et al.*, 2011) car la mesure se fait avec une quantité d'eau initiale qu'on laisse infiltrer dans le sol.

Nestingen (2007) décrit avec précision le fonctionnement du perméamètre MPD. Le modèle proposé par Philip (1993) suppose que le front humide se propage à partir d'une source de rayon r_0 et forme une sphère de rayon $R(t)$. Les étapes de calculs ne sont pas présentées ici, mais seulement les équations finales obtenues par Nestingen (2007). Tout d'abord, le rayon $R(t)$ est obtenue à partir de la mesure de la hauteur d'eau $H(t)$ dans le cylindre et de la conservation de la masse.

$$(H_0 - H(t))\, {r_1}^2 = \frac{\theta_1 - \theta_2}{3} \left[2R(t)^3 + 3R(t)^2 L_{max} - L_{max}^3 - 4{r_0}^3\right] \tag{3.28}$$

Avec :

- H_0 : la hauteur d'eau initiale dans le cylindre à l'instant $t = 0$ (m)
- $H(t)$: la hauteur d'eau dans le cylindre à l'instant t (m)
- r_1 : le rayon intérieur du cylindre (m)
- θ_1 : la teneur volumique en eau initiale du substrat avant le test d'infiltrométrie (sans unité)
- θ_2 : la teneur volumique en eau finale du substrat, c'est-à-dire la teneur à saturation (sans unité)
- $R(t)$: la rayon de la sphère de front humide (m)
- L_{max} : la profondeur d'enfouissement de la partie inférieure du cylindre (m)
- r_0 : rayon de la source sphérique « fictive » du modèle de Philip (1993) (m)

Ensuite, la vitesse de pression-capillarité $v_c(r)$ s'obtient en dérivant l'équation 3.28 par rapport au temps t puis en séparant la vitesse en une composante de pression-capillarité et une composante gravitationnelle.

$$v_c(r) = \left[(\theta_1 - \theta_2)\left(R(t)^2 + R(t)L_{max}\right)\frac{dR(t)}{dt} - 2r_0^2\overline{K}\right]\frac{1}{r^2 + rL_{max}} \tag{3.29}$$

Avec $\overline{K}$ la conductivité hydraulique à saturation du substrat (m/s). Puis, la différence de charge hydraulique $\Delta P(t)$ entre la source sphérique « fictive » et le front humide s'obtient en intégrant l'équation 3.29 par rapport à la distance radiale r.

$$\Delta P(t) = -\frac{\pi^2}{8}\left[(\theta_1 - \theta_2)\frac{R(t)^2 + R(t)L_{max}}{\overline{K}}\frac{dR(t)}{dt} - 2r_0^2\right] \times \frac{1}{L_{max}} \ln\left[\frac{R(t)(r_0 + L_{max})}{r_0(R(t) + L_{max})}\right] \tag{3.30}$$

Enfin, une deuxième expression de $\Delta P(t)$ est obtenue avec la loi de Darcy (équation 3.31).

$$\Delta P(t) = C - (H(t) + L_{max} - \frac{L_{max}}{\overline{K}} \frac{dH(t)}{dt} \tag{3.31}$$

Avec C la charge hydraulique d'aspiration ($C < 0$) au niveau du front humide (m).

Pour chaque mesure du niveau d'eau $H(t)$ dans le cylindre, on calcule le rayon $R(t)$ avec l'équation 3.28, puis on calcule de deux manière la différence de charge hydraulique avec les équations 3.30 et 3.31 avec des valeurs données de $\overline{K}$ et C. Le couple $(\overline{K}, C)$ solution est obtenu en minimisant la somme des carrés des différences entre les deux valeurs de $\Delta P(t)$ calculées à partir des équations 3.30 et 3.31.

Le protocole complet permettant de mesurer la conductivité hydraulique du substrat en un point du jardin de pluie est donné en annexe B. On retient notamment qu'il est nécessaire de mesurer la teneur en eau volumique du sol avant et après le test d'infiltration. On définit la teneur volumique en eau du sol θ comme étant le rapport entre le volume d'eau contenu dans le sol hunide et le volume du sol humide (équation 3.32).

$$\theta = \frac{Volume\ eau}{Volume\ sol\ humide} \tag{3.32}$$

$$= \frac{Masse\ eau}{Volume\ sol\ humide} \tag{3.33}$$

$$= \frac{Masse\ sol\ humide - Masse\ sol\ sec}{\rho_{eau}} \times \frac{1}{Volume\ sol\ humide} \tag{3.34}$$

Avec ρ_{eau} la masse volumique de l'eau (kg/m^3).

CHAPITRE 4

ARTICLE 1 : MONITORING OF A RAIN GARDEN IN COLD CLIMATE : A CASE STUDY OF PARKING LOT NEAR MONTREAL (CANADA).

Abstract

Poor storm water management is one of the primary factors behind the environmental degradation. For example, where storm water control measures (SCMs) are absent, heavy metals, oil, sediments and de-icing salt convey through parking lots and discharge in rivers. Moreover, impervious areas contribute to overcharge the sewer system. These are the reasons why best management practices (BMPs) are implemented in many cities and why low impact development (LID) is promoted. This study presents interesting results on a one-year monitoring program for a rain garden located at a car park in Longueuil near Montreal, Quebec, Canada. This BMP was built in 2008, and the monitoring process started in January 2013. The design is specific in nature as it combines a perforated underdrain, an internal water storage zone of 0.97 m and an almost impervious surrounding soil.

Flow measurements show that the bioretention system retained 35% of total runoff during winter while 60% of total runoff was retained during summer. The event hydraulic retention efficiency depends highly on the rain garden water content at the beginning of the event and at the time since the previous runoff event. The use of a vortex flow regulator at the outlet efficiently limited flow rates, but generated very long runoff events which made the system sensitive to consecutive rainfall events.

Water quality monitoring showed that Escherichia coli, fecal coliforms, polycyclic aromatic hydrocarbons, petroleum hydrocarbons, lead and zinc were effectively captured during the study period. Total suspended solids (TSS) were also well retained by the bioretention as average TSS concentrations in effluents were 4.1 mg/L even in winter. However, nickel and copper removals were not efficient and some heavy metals leachings were measured. The same leaching phenomenon was seen for nutrients (total Kjeldahl nitrogen and phosphorous). Cold season impact on water quality was significant on chlorides concentrations because de-icing salt was spread on the parking lot in winter. No clear evidence of the effect of wintry conditions on the other contaminants were observed in this study.

4.1 Introduction

Growing urbanization is deteriorating water resources and water quality. Urbanized areas are increasing and natural pervious areas are reduced which decreases base flow in rivers and decreases groundwater recharge (Harbor, 1994). Urban runoff rises due to larger impervious surfaces and it triggers more and more floods (Moscrip et Montgomery, 1997).

Urban zone enlargement is also responsible for aquatic environment deterioration because pollutants are rejected in receiving water bodies. Rains flush urban surfaces and runoff is charged with suspended solids, heavy metals, nutrients and hydrocarbons. Besides, cold regions such as in Canada or Scandinavia are faced with supplementary challenges concerning urban drainage (Oberts *et al.*, 2000). In winter, de-icing salt application on roads and car parks generates high salt concentrations that could become harmful for the environment (Ramakrishna et Viraraghavan, 2005).

Impact on the environment and harmful socio-economic effects have led to smarter urban growth planning. More intelligent water management means to promote Low Impact Development (LID) practices also known as Best Management Practices (BMPs). These practices were first initiated by Prince George County in Maryland and the global goal is to preserve predevelopment hydrology. Contrary to conventional drainage practices, LID practices tend not only to mitigate peak flow discharge but also to maintain predevelopment runoff volume (Dietz, 2007). In less than a decade, BMPs for urban storm water have been used in Quebec, Canada. They are being implemented more frequently thanks to the publication of an institutional guide that advocates their usage (MDDEFP, 2011).

Since the 1990's, the scientific community has led many studies to inform the public on BMPs benefits and those green practices have spread in many countries (Ahiablame *et al.*, 2012). Since 2000, researchers have conducted research on these new drainage practices and numerous articles have dealt with BMP design, performance assessment and optimal development (Dietz, 2007). However, information on BMPs performance in northern climates is lacking. there are two main reasons that may account for this study shortage in cold climates. Firstly, northern climate countries are less populated than temperate ones. Secondly, BMPs monitoring during winter is essential to assess their performance, but conditions involving freezing temperatures raise new obstacles and instruments that are able to withstand harsh wintry conditions are scarce. These are the two reasons why scientific research is limited in scope.

Among LID practices there are rain gardens also known as bioretention cells. They are depressed vegetated areas designed to collect and treat storm water runoff from little subcatchments such as residential areas or parking lots. A rain garden is made of a highly

pervious growing media layer that infiltrates runoff while filtrating and eliminating water pollutants (Kim *et al.*, 2003). The vegetation generally consists of trees, shrubs and native grass that resist drought and flood periods (Roy-Poirier *et al.*, 2010). Where native soils have low hydraulic conductivity, an underdrain structure is added at the bottom to prevent runoff from ponding on the surface.

The most noticeable winter impacts on rain garden performance are poorer substrate infiltration rate and lower vegetation biologic activity. A study in North Carolina showed that retention rate of bio-retention facilities were significantly lower in winter than for the rest of the year (Hunt *et al.*, 2006). However, organic matter create large pores in substrate that promote infiltration although the soil is partially frozen (Dietz, 2007). In a laboratory study in Guelph, Ontario, Canada, the authors measured increasing infiltration rate which is not the conventional point of view for lower infiltration in winter. In this specific study, freezing temperatures had generated an increase in substrate volume and in thawing conditions the substrate did not get back its initial volume so it created new pores promoting infiltration (Denich *et al.*, 2013). In Sweden, a small-scale field study showed that peak flow reduction decrease from 42% during warm season to 27% in winter (Muthanna *et al.*, 2008). Similarly, a study in New Hampshire, USA, measured increasing peak flow rates during winter (Roseen *et al.*, 2009). Decreasing peak flow reduction in winter is not so obvious because a study led in Calgary, Canada observed no significantly decrease in peak flow reduction as it lowers from 96.2% during warm seasons to 93.5% in winter (Khan *et al.*, 2012a). Concerning runoff volume reduction, reserchers studied the change in runoff volume on an event basis using synthetic rainfalls, average volume reduction measured was not significantly different between warm and cold conditions with reductions of 93.5% and 87.5% respectively (Khan *et al.*, 2012a). But when they dealt with very high rainfall events >32 mm, a statistical difference was seen between the warm and cold seasons with volume reductions of 91% and 80% respectively (Khan *et al.*, 2012a). Thus, hydrologic performance of bio-retention cell in winter still needs research, as contradictory results are found on peak flow reduction and little research was conducted with real runoff and studied throughout a whole winter season.

Water cycle is usually described for temperate climates, and it becomes more complex in cold climates (Oberts *et al.*, 2000). Indeed, snowfalls, winter pollutants, snowpack accumulation and melting make the hydrological cycle produce particular characteristics. In winter, pollutants are different from summer because vehicle engines are less efficient, de-icing salt is being used and because pollutant chemistry depends on temperature. The most concerning water pollutants in warm conditions are Total Suspended Solids (TSS), nutrients such as total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN), and heavy metals (copper (Cu), lead (Pb), zinc (Zn) and nickel (Ni)). In winter, one can add hydrocarbons and de-icing salt

or chlorides. Few studies on bio-retention cope with water quality in winter. A study in Calgary showed that cold weather conditions did not affect the ability of bio-retention cell to capture pollutants except TN (Khan *et al.*, 2012b). The authors observed a significant gap between warm and cold conditions in both field and column experiments. But, they stated that this seasonal variation of TN concentrations was not only due to temperature (Khan *et al.*, 2012b). A laboratory study on biofilter columns showed that heavy metal elimination was not affected by low temperatures except for copper (Cu) elimination that increased with lowering temperatures (Blecken *et al.*, 2011). On the contrary, it was found that copper has lower mass removal in April than in August for a Swedish rain garden (Muthanna, 2007). So, the fate of copper is uncertain for bioretention cells in the cold season.

Every study cited before dealt with laboratory columns or well controlled field experiments. However, very few studies monitor real full scale rain gardens where only natural rainfall and snowfall runoff come into the structure. Therefore the extrapolation of previous performance results in a full-scale bio-retention cell located in northern climate is questionable. For this study, a full-scale rain garden was monitored for more than a year to assess the hydrologic performance and water quality of a bioretention facility in northern climates.

4.2 Methods and materials

4.2.1 Site description

The study site is located in a commercial area called Greenfield Park in the Longueuil municipality located in the southern suburbs of Montreal, Quebec, Canada. In 2008-2009 a new Mountain Equipment Coop store was built in the spirit of green infrastructures. It used 65% less energy than a traditional store of the same size and possessed twice the amount of insulation for a normal stor. Large windows weere installed to reduce the use of electricity, while rainwater has been recycled for toilet flushing and a rain garden was placed on the parking lot area to capture runoff and decrease storm water discharge. The rain garden was designed by Vinci Consultants a civil engineering firm from Montreal (Dugué, 2010). The entire drainage area covers 3890 m^2, and the bioretention facility measures 250 m^2 corresponding to 6.4% of the total drainage area (Fig. 4.1). Data in this paper reflect events monitored for more than a complete year from December 2012 to February 2014. A total of 67 runoff events were monitored during the study period over a total count of 158 precipitation events. Images of the rain garden in summer and in winter are given in Fig. 4.2. The parking lot is standard asphalt with about 100 parking spaces, and its occupation varied during the year from 0% to 75% with a median around 10% based on visual inspections. The bioretention system is composed of a highly pervious media layer consisting of coarse sand (mean grain

size measured: $D_{50} = 0.8\,mm$). A gravel layer is at the bottom of the soil media layer to improve the drainage towards the perforated underdrain (Fig. 4.3). A pervious geotextile membrane is placed at the bottom of the gravel layer to prevent fine particles of the natural clayish soil from clogging the underdrain. Therefore, a slow infiltration rate can be noticed during dry period as water infiltrate in natural soil. As shown in Fig. 4.3, an internal water storage (IWS) zone was created using an outlet 970 mm higher than the underdrain. IWS increases water retention in the soil media and it promotes surrounding soil infiltration (Davis *et al.*, 2009). The rain garden was designed to capture a 3-hour 100-year rainfall based on Intensity-Duration-Frequency (IDF) curve from the municipality of St-Hubert which has a weather station located 5 km east of the study location. Longueuil municipality required that infiltration rate of the soil media was high enough so that a flow regulator located at the outlet controls outflow rate. In fact, a vortex flow regulator was implemented to regulate flow at 4.7 L/s for the designed storm (Fig. 4.5). Therefore, if the designed storm occurs there should be no overflow, and outflow should not exceed 4.7 L/s. The depression area in the middle of the rain garden allows a ponding depth of 450 mm, an additional 150 mm ponding depth on the pavement is allowed without overflowing to the street drainage system. The climatology of the area is humid continental climate with warm summer conditions (*Dfb* in Köppen classification, (Kottek *et al.*, 2006)). Average annual precipitation is 1010.6 mm that is quite uniformly distributed with average monthly precipitation of 83.4 mm +/- 22.4 mm. Average annual temperature reaches 6.2 °C, with January being the coldest month averaging −10.4 °C and July as the hottest month averaging 20.6 °C. Climate Normals data were retrieved from Environment Canada website based on climate data at Montreal/St-Hubert weather station from 1981 to 2004 (Environnement Canada, 2014).

4.2.2 Field monitoring

Inflow and outflow data collection and calculation

Inflow volume was calculated for the sub-catchment by using simple rational method:

$$V_{IN} = \sum_i R_i A_i h/1000 \tag{4.1}$$

where V_{IN} = inflow volume (m^3); R = runoff coefficient of land-use type i; and A_i = sub-area of land-use type i; and h = rainfall amount (mm). The weighted runoff coefficient was calculated with runoff coefficients for asphalt and grass weighted by their respective surface (Table 4.1). Rainfall intensity data was provided by the Wunderground (2014) website that gives open access to meteorological data at the St-Hubert airport climate station. This

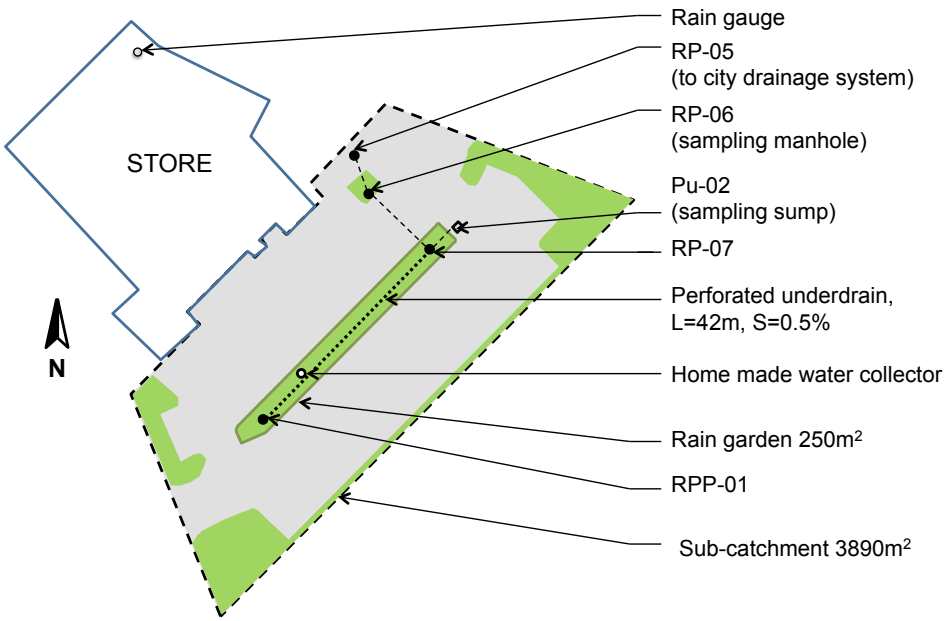

Figure 4.1 Rain garden sub-catchment and hydraulic structures, (adapted from Dugué (2010)).

climate station is located 5 km east of the sub-catchment. The data captured were validated by a rain gauge (ISCO 674^{TM}) which had been mounted for a month in November 2013 on the roof of the store nearby the rain garden (Fig. 4.1). Daily rainfall data had also been validated by using data from Environment Canada website (Environnement Canada, 2014) and from the weather station at Laprairie located 12 km in the south of the study area (MDDEFP, 2013). By using rational method, initial depth abstraction by the sub-catchment at the beginning of a rain event was evaluated. Runoff coefficients for asphalt and concrete are quite reliable; however the one for grass depends highly on native soil infiltration rate and on rain intensity.

A second method was used to estimate runoff. Inflow was calculated using the Soil

Table 4.1 Weighted runoff coefficient calculation (adapted from Dugué (2010)).

Type	Runoff coefficient R_i	Sub area A_i (m^2)	$A_i \times R_i$ (m^2)
Asphalt	90%	3048	2743.2
Concrete	95%	100	95.0
Grass	15%	492	73.8
Bioretention	100%	250	250.0
Total	81.3%	3890	3162.0

Figure 4.2 Rain garden photo at the end of summer (a) on 2013/09/25 and in winter (b) on 2014/01/07 (image by authors).

Conservation Service Curve Number (SCS-CN) method to convert rainfall depth into runoff volumes. The range of curve numbers for each type of land cover and for different antecedent moisture conditions are presented in Table 4.2. In a study, runoff was monitored on small catchment entirely covered with asphalt or concrete (Pandit et Heck, 2009). The authors found that nearly all of the rainfall was converted to runoff, and the curve numbers that they measured are used in this study (Table 4.2). The curve number for grass was estimated using the hydrologic manual of the United States Department of Agriculture (USDA, 1997). The native soil hydraulic conductivity was estimated using internal water level decrease during dry period $K_{sat} = 1\ \mu m/s$. Water table depth was found to be more than 100 cm deep as no water level increase was measured during dry periods. So the hydrologic soil group is C. As suggested in USDA (1997), a typical relationship was used to calculate the initial abstraction depth:

$$I_a = 0.2S \tag{4.2}$$

where I_a = initial abstraction depth (mm); and S = maximal potential retention depth (mm). The rational and the SCS-CN methods gives consistent results. In the following development, only the SCS-CN method is used to calculate inflow runoff. The rational method is used to compute uncertainties values on inflow volumes.

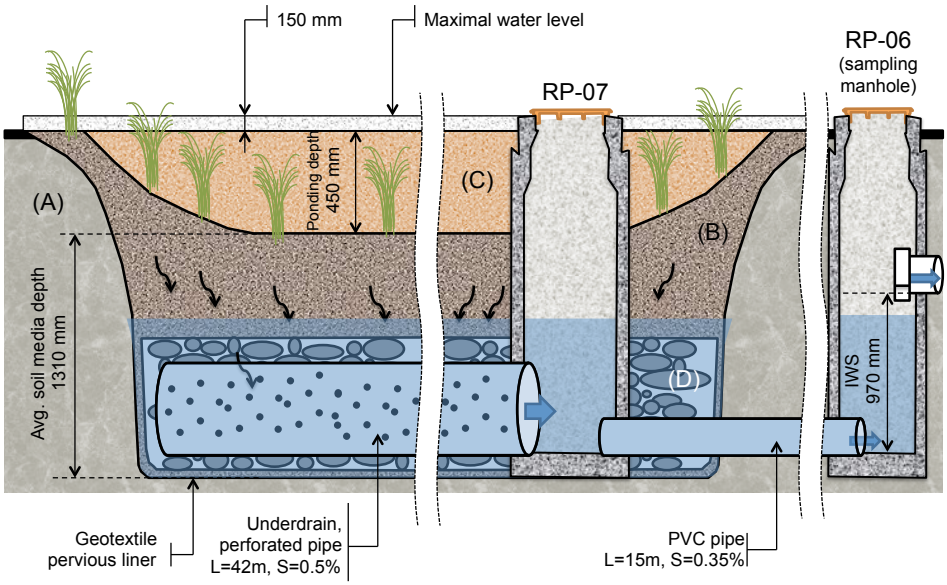

Figure 4.3 Sectional view of the rain garden. The blue layer represents the saturated zone. (A) is the surrounding soil, (B) the soil media, (C) the ponding zone and (D) is the gravel layer. (adapted from Dugué (2010))

Table 4.2 Curve numbers (CN) and initial abstraction I_a (mm) between brackets for different land use and antecedent runoff conditions (ARC).

ARC	Concrete	Asphalt	Grass	Bioretention	Total I_a (mm)	Antecedent dry period
ARC I (dry)	100 (0)	97 (1.6)	55 (41.6)	100 (0)	6.5	>120h
ARC II (avg.)	100 (0)	99 (0.5)	74 (17.8)	100 (0)	2.7	48 to 120h
ARC III (wet)	100 (0)	100 (0)	88 (6.9)	100 (0)	0.9	8 to 48h

In both SCS-CN and rational methods, snowmelt was not in the computation and precipitation events were all considered as liquid although a significant part (21%) had been made up of snow in winter (Environnement Canada, 2014). Snow from the pavement was stored on one side of the parking lot (Fig. 4.4). The snow deposit water content was not monitored, and snow pack was compacted. Therefore a degree-days method would not have given reliable snowmelt runoff data. But rain-on-snow events are interesting phenomena and rainfall-runoff process is assumed to be similar during winter even though ice modifies land roughness and initial depth abstraction.

Two area-velocity flow meters using Doppler Effect (ISCO 2150^{TM}) were used to measure rain garden outflow (Fig. 4.5). This type of flow meter is not suited for very low velocity measurements, which was why a second flow meter had been installed in the upper outlet

Figure 4.4 Snow deposit on the parking lot (image by authors).

conduit downstream of the flow regulator. The flow meter was unable to measure flow rates when water depth dipped lower than 25 mm. Unfortunately, water depth was often measured under 25 mm, so the authors used Manning's equation to link water depth to flow velocity when water depth rose above 25 mm and then was extrapolated to water depth under 25 mm. Unfortunately, data validation could have been achieved on outflow rates only when water depth was above 25 mm. This data validation was achieved using the manufactory rating curve of the vortex flow regulator. Fig. 4.5 shows a PVC with a manual valve at the bottom of sampling manhole RP-06. It has a maintenance purpose, the valve could be opened to empty the rain garden internal water storage (IWS).

Soil media infiltration rate were measured in Fall 2013 with a Modified Philip Dunne (MPD) permeameter using the method described in Nestingen (2007). MPD permeameter is a falling head device that recognizes flow as three-dimensional and that soil hydraulic conductivity is homogeneous and isotropic (Nestingen, 2007). This method is not suited for measurement in frozen soils, so no comparison was conducted between warm and cold season.

Grab samples were taken every month during phase one between January and May 2013, and they were taken every two weeks during phase two between September 2013 and February 2014. Influent samples were grabbed manually in sump PU-02 which collect direct impervious area runoff(see Fig. 4.1) and effluent samples were grabbed manually in manhole RP-06 which collect the underdrained water (see Fig. 4.1). Thus, event mean concentrations (EMCs) could not have been computed either at the inlet or at the outlet. No auto-samplers were used to collect water samples because tubing would have frozen during winter. Sump PU-02 was emptied between two samples collection so water quality measured in sump was representative of the period between two sample collections (one month in phase one and two

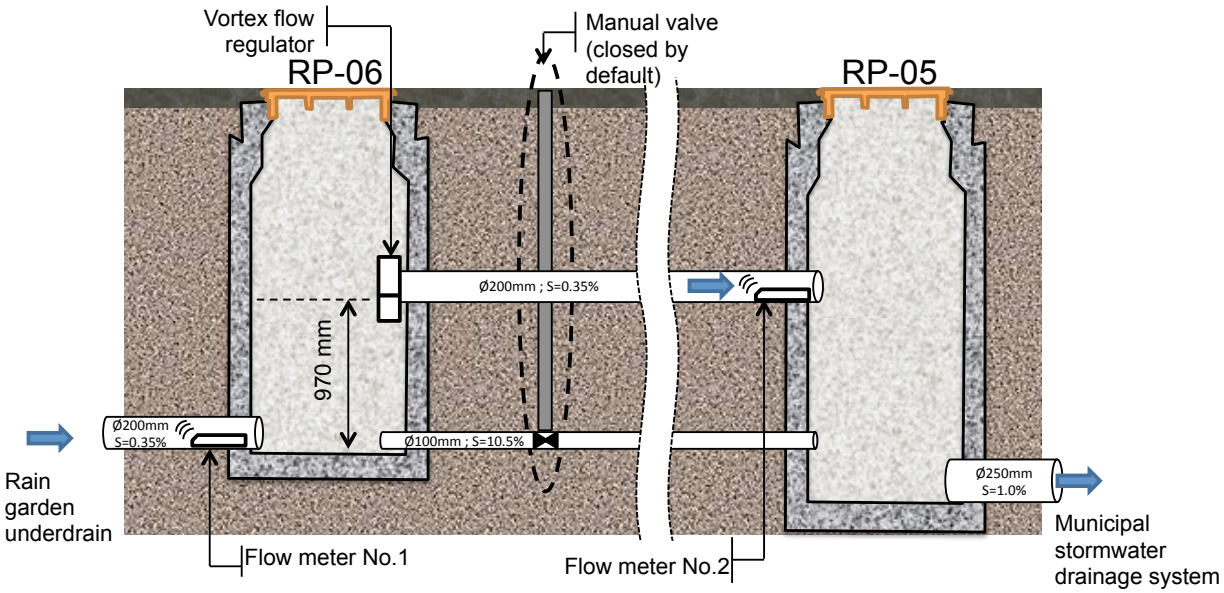

Figure 4.5 Flow meters and vortex flow regulator locations. Manhole RP-06 is the outlet sampling location (adapted from Dugué (2010)).

weeks in phase two). As shown on Fig. 4.1 sampling sump PU-02 was connected to the rain garden underdrain, therefore the valve shown on Fig. 4.5 was opened to evacuate polluted water from the sump. This emptying operation had been repeated 18 times during the whole study period. The drawback of collecting every two weeks or every month in a sump is that suspended solids have time to decant. Concerning effluent water quality, grab samples do not represent EMC or water quality during a period but rather a random sample of effluent concentration. Each water sample was analyzed for total suspended solids (TSS), turbidity, total phosphorous (TP), total Kjeldahl nitrogen (TKN), heavy metals, biochemical oxygen demand (BOD5), chemical oxygen demand (COD), pH, Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs), petroleum hydrocarbons C10-C50, fecal coliforms, Escherichia coli (E. coli), chlorides and electrical conductivity. Samples were transported in isotherm containers and given to S.M. International Inc. state-certified laboratory within six hours.

4.3 Results and discussion

4.3.1 Hydrology

Assessing hydrologic performance of a rain garden requires identifying rainfall events. Statistical information on rainfall characteristics are necessary to assess the rain garden response to each type of event depending on its characteristics such as duration, rainfall amount, peak

intensity, inter-event duration (IET) and number of peaks among others. However, it is difficult to isolate each rainfall event from rain records because it depends on IET determination. Joo *et al.* (2013) suggested determining IET from the characteristics of the sub-catchment drainage system. They proposed an explicit equation that applies to areas ranging from 40 to 440 ha, but the sub-catchment studied in this paper falls at 0.389 ha. Their IET definition was used in this study to determine the IET, which is *the time period from the end of the rainfall event to the end of the direct runoff* (Joo *et al.*, 2013). During the study period, the minimal IET was found to be 8 h. Retention efficiency was calculated for each event to assess hydrologic performance, this metric is also called change in runoff volume by Khan *et al.* (2012a):

$$\Delta V = 1 - \frac{V_{OUT}}{V_{IN}} \tag{4.3}$$

where ΔV = rain garden hydraulic retention efficiency; V_{OUT} = effluent volume during one event (m^3); and V_{IN} = influent volume during one event using either the rational or the SCS-CN method (m^3). Events were categorized as occurring during warm season (from May to October) or during cold season (from November to April). The average event retention efficiency ΔV totaled 76.6% on the whole study, 81.4% in warm season and 74.7% in cold season. In comparison, retention capacity ΔV ran up to 93.5% in warm conditions and 87.5% in cold conditions in a field study in Calgary (Khan *et al.*, 2012a). Volumetric performance of the rain garden is presented in Fig. 4.6 (a). The rain garden followed the same basic trend during the warm season as the three bioretention systems presented by Davis *et al.* (2012). Small events are quite entirely captured by the system without generating outflow. However, the assumption that the bioretention system has a fixed storage capacity called Bioretention Abstraction Volume (BAV) cannot be well applied in this study. For instance, there were three events with inflow volume between 35 and 40 m^3, but their corresponding outflow volumes were really different with 0, 19 and 38 m^3 (Fig. 4.6 (a)). Moreover, even some light rain events generated outflow, which demonstrates that the use of a fixed BAV is not adequate in this paper. Water volume already stored in the IWS zone and water content of unsaturated zone are both important characteristics that have great impact on retention capacity. Combining an IWS zone and an almost impervious surrounding soil makes the bioretention system presented in this paper very specific and unique. Previous studies cannot be clearly compared to this one.

Fig. 4.6 (b) shows the hydraulic retention efficiency versus rainfall amount. It does not show a clear a relationship between the hydraulic retention efficiency and the rainfall amount. Surprisingly, there are more events with low efficiency for events with a rainfall amount below 15 mm than for events with a rainfall amount above 15 mm. It would indicate that the system

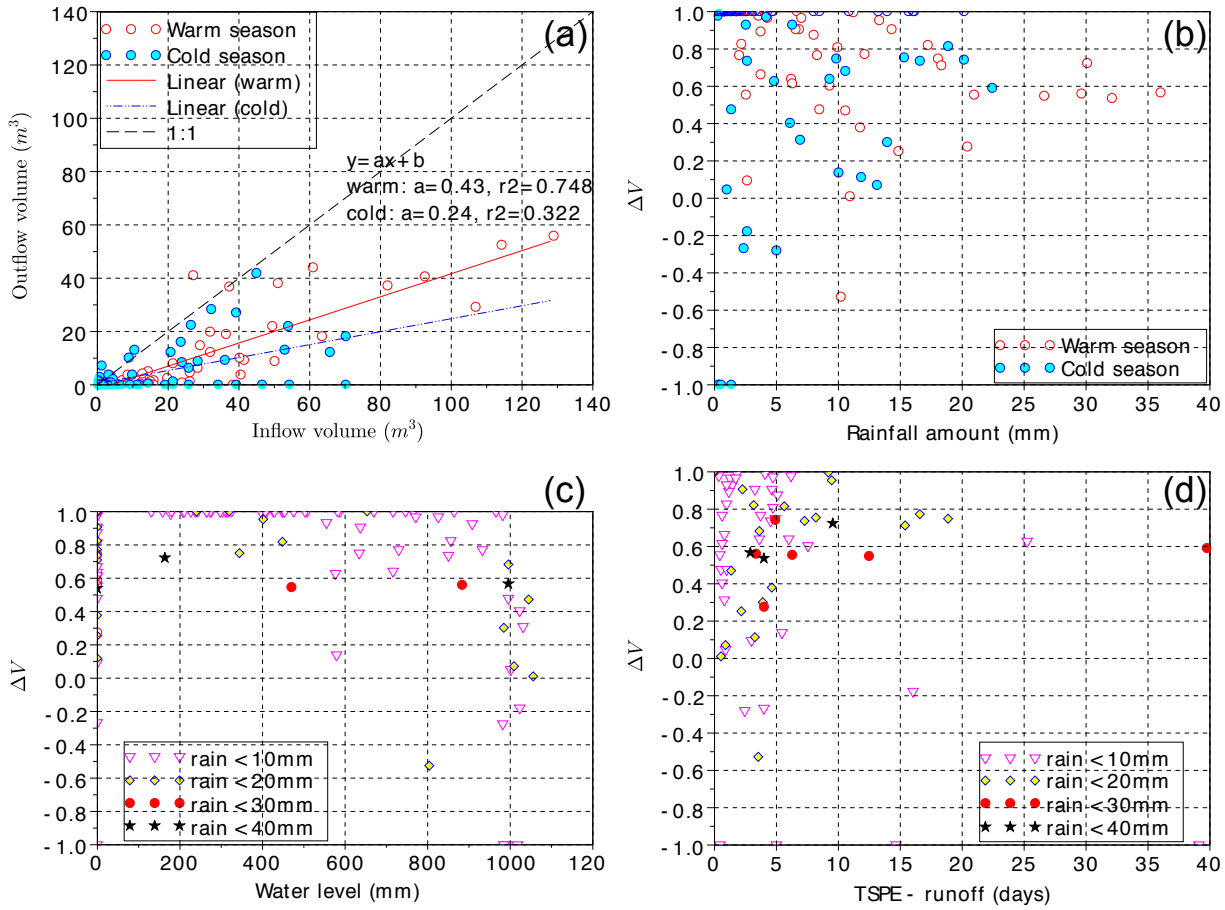

Figure 4.6 Outflow and inflow volumes per event (a); hydraulic retention efficiency Vs rainfall amount (b) ; hydraulic retention efficiency VS rain garden water level (c) ; and hydraulic retention efficiency VS time since previous runoff event (d).

is more efficient when rainfall amount is high when in fact, this result is biased because other parameters have to be taken into consideration in this analysis. Fig. 4.6 (b) shows that rainfall amount is not a suitable criterion for hydraulic performance assessment of this rain garden. For now, this is the assumption made by practitioners for drainage system design.

Manhole RP-06 is connected to the rain garden underdrain, so it can be assumed that water level measured with flow meter No1 (see Fig. 4.5) is equal to the upper limit of the rain garden saturated zone. Water level in the rain garden decreases because of infiltration into surrounding soils during dry period, and it increases during wet days. This measurement was helpful to understand the impact of rain garden water level before the beginning of an event on the hydraulic retention efficiency. The effect of initial rain garden water level is represented on Fig. 4.6 (c). The higher the water level is the more the hydraulic retention

efficiency decreases. It has to be mentioned that outflow begins when water level rises above $H_{over} = 970\ mm$. Most events that started with an initial water level close to H_{over} have low retention efficiency no matter the amount of rain. Thus, rain garden water level has a clear negative effect on hydrological performance.

Another parameter is the time since previous runoff event (TSPE). Fig. 4.6 (d) show the impact of this variable on the hydraulic retention efficiency. When TSPE is higher than six days, hydraulic retention efficiency is significantly increased. Indeed, a high TSPE promotes a dryer soil media which increases retention.

Seasonal effect

Cold season had a noticeable effect on the rain garden retention efficiency. Fig. 4.6 (a) shows the volumetric performance of the rain garden for each event and in both warm and cold seasons. For each season, a linear regression was computed to assess the average slope a between inflow and outflow volumes. The slope is smaller in cold conditions than in warm conditions (a=0.24 and a=0.43 respectively) which suggests that the rain garden retained more water in winter than in summer. However, cold season events showed a higher dispersion around the regression line than summer events (Fig. 4.6 (a)). This dispersion is measured by a lower square correlation coefficient in winter (r^2=0.322) than in summer (r^2=0.748). The proportion of events with high retention efficiency is similar in cold and warm season with respectively 76% and 72% of events with retention efficiency ΔV >75% (Fig. 4.7). However, there are more events with low retention efficiency (ΔV <50%) in cold season than in warm season with respectively 19% and 11% of events. In fact, events with low retention efficiency in winter were mostly due to rain-on-snow events which generated a higher runoff depth than the initial. There were also snowmelt events that occurred when the temperature rose above the freezing point while minor rainfall was recorded. Therefore, the method used in this study based on events statistics is not suitable for assessing the specific hydrologic performance in winter. Visual inspections in winter recorded a frozen media soil depth up to 10-15 cm, but it did not affect soil media infiltration rate because maximum outflow rates were very similar between warm and cold season Fig. 4.8.

However, as the study period covered the whole winter period of 2012/2013, a total water balance shows that from November 2012 to April 2013, runoff volume accumulated 668.7 m^3 and outflow volume attained 465.2 m^3 which gives a retention efficiency of 35.0% +/-4.5%. Whereas in warm season between May 2013 and October 2013, inflow volume amassed 1589.2 m^3 and outflow volume achieved 659.1 m^3 which gives a retention efficiency of 59.7% +/-1.2%. By using a larger period, the snowpack is assumed to be entirely melted away by May 1, 2013. It shows that wintry conditions thoroughly affect the retention capacity

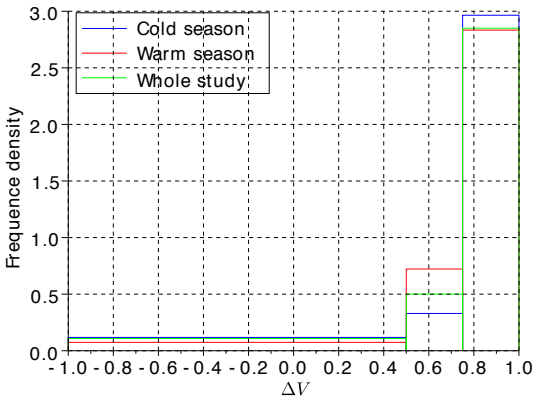

Figure 4.7 Distribution of hydraulic retention efficiency. The surface under each histogram (cold, warm seasons and whole study) is equal to unity.

of the rain garden by dividing it by two. A global retention efficiency of 86% was seen in a field study on a bioretention facility in North Carolina with an underdrain and a 0.8 m IWS zone (Davis *et al.*, 2012). The high percolation surrounding soil in the North Carolina experiment may explain the difference in retention capacity during warm season with this paper's results.

4.3.2 Water quality

Water samples were grabbed manually so no mass removal or percent reduction in pollutant loads could have been calculated. Instead, a change in contaminant concentration (ΔC) was calculated for each sample pair as suggested by Khan *et al.* (2012b). That is to say each influent concentration was compared to its corresponding effluent concentration:

$$\Delta C = 1 - \frac{C_{OUT}}{C_{IN}} \tag{4.4}$$

where ΔC = the change in pollutant concentration; C_{OUT} = the outflow pollutant concentration (mg/L); and C_{IN} = the inflow pollutant concentration (mg/L). These values of ΔC were averaged on the whole period study for each contaminant. A change in contaminant concentration of 100% means that the bioretention system has totally removed the pollutant. If ΔC=0%, it means that the concentration in effluent is the same as the one in influent. In the case where ΔC <0%, the bioretention system released a more concentrated water than runoff. Nevertheless, ΔC does not show the potential removal of the total mass of a contaminant. Indeed, mass removal is a combination of volume reduction and a change in

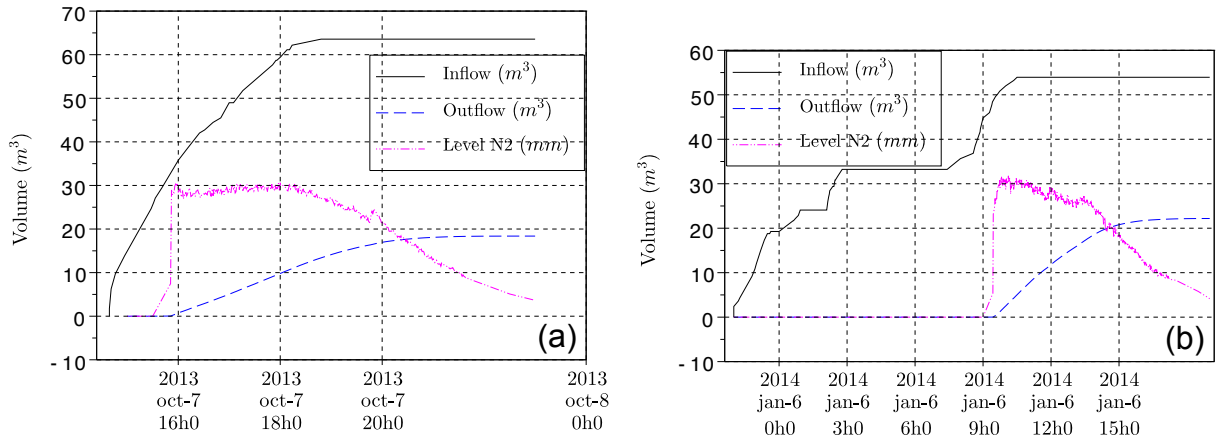

Figure 4.8 Rainfall event during the warm season (a) on 2013/10/07 and during cold season (b) on 2014/01/05. *Level N2* corresponds to water level measured by flowmeter No.2 (see Fig. 4.5).

concentration. Some contaminant concentration data are available on the BMP Database, they are useful to compare measurements of the present paper with other bioretention systems (Geosyntec Consultants Inc. et Wright Water Engineers Inc., 2012). Where available, median concentrations from studies reported in the BMP Database are displayed on graphs for influents and effluents.

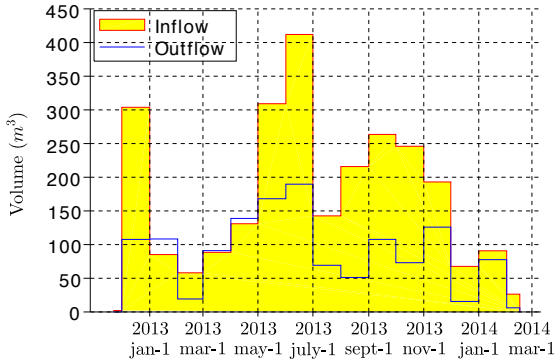

Figure 4.9 Monthly inflow and outflow volumes.

Sediments

The first grab sample was not made exactly in sampling manhole RP-06 as shown on Fig. 4.5. Actually three grab samples were collected in PVC tubes permanently connected to manhole RP-06 which were designed to collect samples at three different water depths in the manhole. Sediments had deposited in each tube, and when water was pumped to collect water in these tubes, sediments got resuspended therefore these three first samples were inconsistent with the following grab samples for TSS concentrations. To avoid this resuspension, every following effluent sample was collected directly in the manhole no matter the depth of collection. In effluents, TSS concentrations are very low and often below the detection limit <3 mg/L with an average concentration of 4.1 mg/L (Table 4.3). In effluents, TSS concentrations are higher and within the same magnitude as the studies in the BMP Database. Therefore, the rain garden has efficient TSS removal. The average change in concentration is ΔC=74.5% which is lower than ΔC=96% measured by Khan *et al.* (2012b) in their field experiment. This discrepancy comes from the relatively low TSS concentration in the influent of this study where the average TSS concentration is C_{IN}=37 mg/L, whereas Khan *et al.* (2012b) measured TSS concentrations between 200 and 600 mg/L. The analysis of turbidity demonstrated that the source of turbidity was not TSS in the effluent because turbidity and TSS are not correlated at all, however, they are correlated in influents (Fig. 4.11).

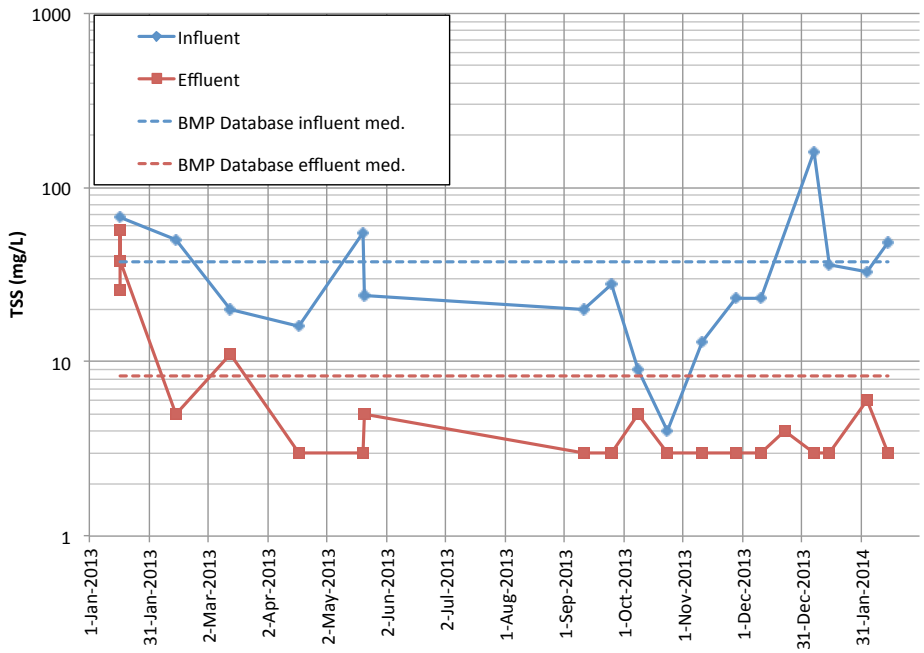

Figure 4.10 TSS concentration during the study in influent and effluent.

Table 4.3 Water quality characteristics for each parameter. This table presents the number of samples n, the average concentration $Avg.$, the minimal and maximal concentrations, the standard deviation SD and the change in concentration ΔC between influents and effluents.

Parameter	Influents					Effluents					
	n	Avg.	Min	Max	SD	n	Avg.	Min	Max	SD	ΔC
pH	13	7.8	7.2	9.7	0.6	15	8.2	7.3	9.8	0.8	-8.4 %
BOD5 (mgO2/L)	13	6.8	3.0	10.0	3.4	15	4.9	3.0	10.0	3.1	4.7 %
COD (mgO2/L)	12	57.8	7.0	142.0	37.8	14	74.7	26.0	404.0	93.0	-50.6 %
TSS (mg/L)	17	37.1	4.0	160.0	35.0	20	9.5	3.0	57.0	14.0	74.5 %
Turbidity (NTU)	16	18.7	2.4	50.1	12.1	16	7.5	0.5	31.6	8.7	33.9 %
Cd (μg/L)	17	1	1	1	0	20	1	1	1	0	0.0 %
Cr (μg/L)	17	5	5	7	1	20	5	5	5	0	1.8 %
Cu (μg/L)	17	9	3	26	7	20	9	3	20	6	-14.1 %
Ni (μg/L)	17	2	2	2	0	20	5	2	26	6	-123.5 %
Pb (μg/L)	17	3	1	8	2	20	1	1	1	0	54.3 %
Zn (μg/L)	17	34	10	90	21	20	15	10	40	9	48.3 %
NTK (mg/L)	17	1.3	0.4	2.9	0.8	20	1.3	0.3	4.0	1.1	1.6 %
TP (mg/L)	17	0.1	0.0	0.1	0.0	20	0.1	0.0	0.2	0.1	-65.3 %
Conductivity (μS/cm)	18	2974	78	12200	3778	21	2547	161	8300	2682	-116.0 %
Chlorides (mg/L)	18	934	4	4190	1285	21	782	16	2950	983	-288.9 %
Ca (mg/L)	17	32.4	9.0	79.2	19.1	20	89.2	17.1	297.0	89.7	-106.6 %
K (mg/L)	17	8.6	0.8	62.4	14.8	20	10.0	2.8	24.9	6.3	-261.5 %
Mg (mg/L)	17	2.1	0.7	4.5	1.1	20	6.0	1.2	20.6	6.0	-114.2 %
Na (mg/L)	17	554.9	4.6	2330.0	750.6	20	423.9	16.2	1380.0	462.3	-248.6 %
Fecal coliforms (CFU/100mL)	11	557	2	6000	1721	11	3	2	10	2	23.5 %
E. coli (CFU/100mL)	11	551	0	6000	1723	11	2	0	6	2	26.6 %

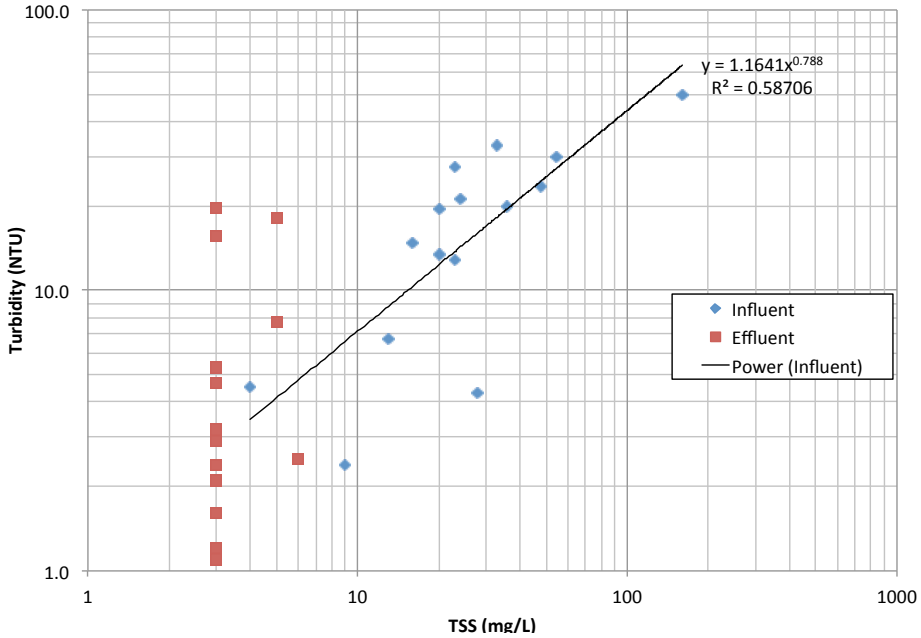

Figure 4.11 Correlation between turbidity and TSS in influent and effluent.

Heavy metals

Influents and effluents were tested for Cd and Cr, but their concentrations were always under limit detection <1 μg/L and <5 μg/L respectively in both influents and effluents (Table 4.3). Lead concentration in effluent was also always under the detection limit <1 μg/L during the whole study while the influent lead concentration varied (Table 4.3). In this case ΔC is not very useful because it varies only with the influent concentration and it does not show the high rain garden efficiency as the average change in lead concentration is only ΔC=74%. Zinc is also effectively removed by the system, although relative high concentrations (>30 μg/L) were measured in winter (Fig. 4.12). Roseen *et al.* (2009) also measured lower concentrations in effluent than in influent in a bioretention cell, and they noticed a thin decrease in Zn removal efficiency during winter which corroborate the results of the present study. On the contrary, Ni concentrations were always below the detection limit in influent <2 μg/L whereas they were quite high in effluents (Table 4.3). A gradual increase in effluent Ni concentration was registered from February to May 2013, and a sudden concentration peak was discovered in December 2013. Effluent Cu concentrations followed the same pattern as Ni although influent Cu concentrations were totally different from influent Ni concentrations. That is to say a gradual increase in Cu concentrations was measured in effluent from February to May 2013. It is interesting to see that heavy metal removal process is hardly understood. A case in point showed that in winter 2013/2014 there were

two Cu peak concentration events in influents but only the first one was removed by the system (<5 μg/L), the second one generated high Cu concentrations in effluents (>17 μg/L). The average change in concentration for Cu was ΔC=-14% (Table 4.3). This complex Cu removal process could account for the discrepancies between studies in wintry conditions (Muthanna, 2007; Blecken *et al.*, 2011). Soil media and mulch analysis shows that Cu and Pb concentrations are distributed in the same way in the soil media with average concentrations of 22 mg/Kg and 15 mg/Kg for Cu and Pb respectively. Surprisingly, Zn concentrations were much higher than other heavy metals with an average concentration of 102 mg/Kg.

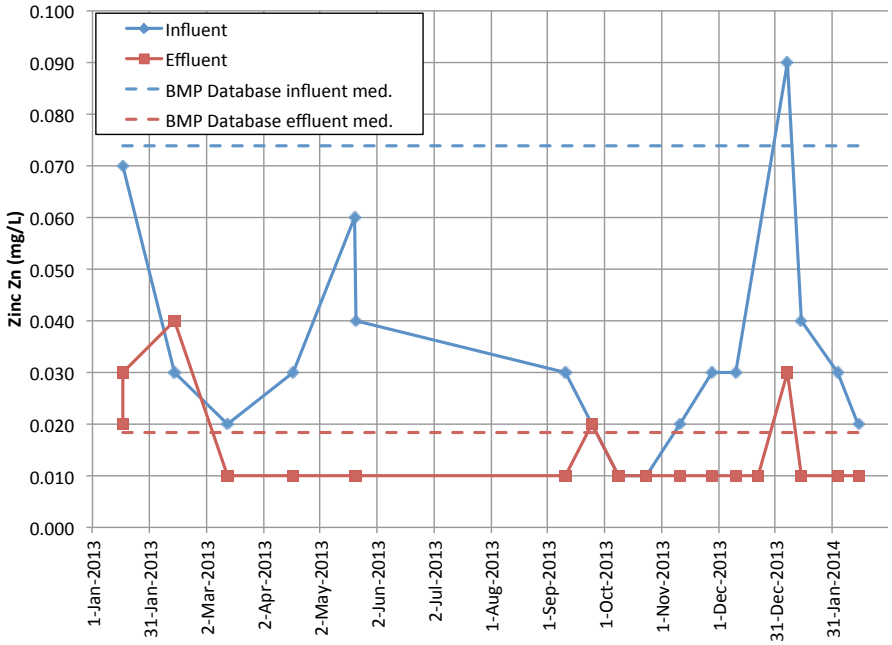

Figure 4.12 Zinc concentration during the study in influent and effluent.

Nutrients

Bioretention performance concerning nutrient elimination in temperate climates is highly variable as shown in previous studies (Kim *et al.*, 2003; Hsieh et Davis, 2005b; Davis, 2007). A study, using mesoscale bioretention cells with a permanently saturated zone measured a very high nitrate removal >99% but total nitrogen increased in the effluents (Khan *et al.*, 2012b).

Table 4.3 shows that the average change in total Kjeldahl nitrogen (TKN) concentration is 1.6% but the concentration standard deviation is 0.8 mg/L representing 63% of average concentration which means that TKN concentrations are sometimes greater than effluent

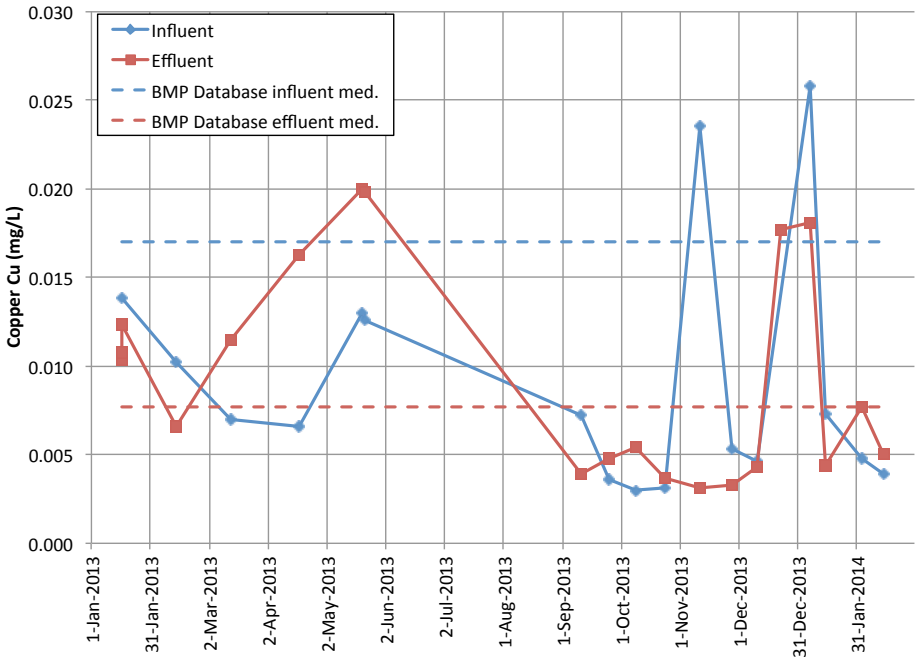

Figure 4.13 Copper concentration during the study in influent and effluent.

concentrations. Fig. 4.14 shows that NTK effluent pattern seems to mimic the influent pattern except on December 23, 2013 when no influent sample was grabbed. It shows also that influent and effluent concentrations are far greater than concentrations reported in the BMP Database. Besides, the TKN effluent pattern is very similar to the Ni effluent pattern, while the influent patterns are really different. Fig. 4.15 shows that TKN and Ni effluent concentrations are correlated. A common process is likely to control both pollutants leaching. Fig. 4.16 shows that influent Phosphorous concentration was variable and it did not have a gradual increase in winter 2013. On the contrary, in effluents Phosphorous concentration had formed this special pattern, and in Fall 2013 a steady decrease in Phosphorous concentration occured. Contrary to effluent TKN concentrations, effluent Phosphorous concentrations did not see an increase during December 2013 but was rather encountered in mid-January 2014 instead. The overall performance of the bioretention system is that it was not able to decrease Phosphorous concentrations which is quite different from what was found in a previous study in cold conditions (Khan *et al.*, 2012b).

Seasonal impact

Water samples were not collected in summer 2013, and for most pollutants there was a big gap between May and September 2013. Therefore, it is difficult to compare winter quality

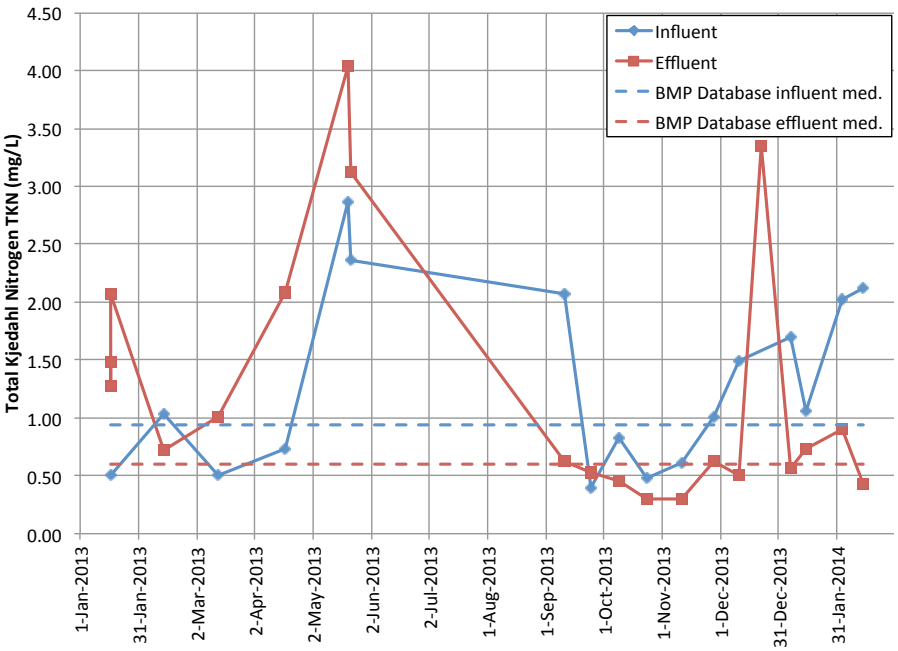

Figure 4.14 TKN concentration during the study in influent and effluent.

data to summer data. Still, de-icing salt mainly composed of chlorides (Cl) and sodium (Na) are strongly season dependant. In fact, road salt application usually starts in November and ends in April, and heavy application is made between December and March. Fig. 4.17 clearly shows this phenomenon with chloride concentration. Between November and April, influent chloride concentration is higher than the effluent chloride concentration. On the contrary, between May and October, influent chloride concentration is lower than the effluent chloride concentration. The system stored some part of the salt in cold season and released it in warm season. It is worth mentioning that effluent salt concentration, however, is still higher than in influent at the end of Fall 2013. The system is not able to release its entire salt stock. Thus, water contained in the soil media is permanently contaminated by low chlorides concentrations >15 mg/L. Vegetation appears still healthy after five years of operation which demonstrates that this permanent level of salt concentration did not prove to be harmful.

Other contaminants

This study also tracked coliform presence namely fecal coliforms and *Escherichia Coli*. For both bacteria, grab sample concentration in the effluent were very low (<10 CFU/100mL) and often under the detection limit (<2 CFU/100mL) in contrast, influent concentrations varies from 2 CFU/100mL to 6000 CFU/100mL for both bacteria (Table 4.3). Influent bacteria

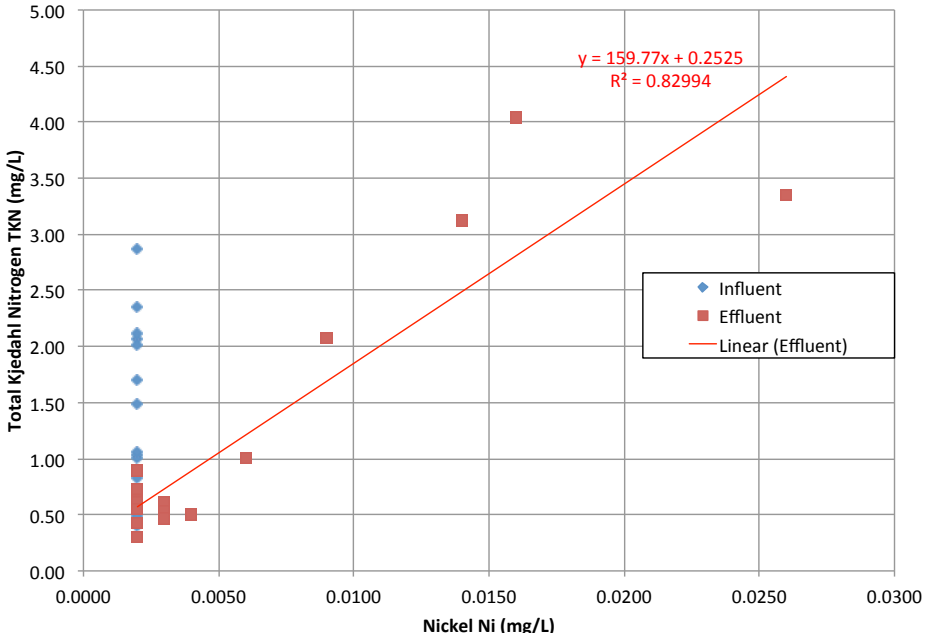

Figure 4.15 Correlation between TKN and Ni in influent and effluent.

concentrations are not really relevant because influent water stands in sump PU-02 up to one month, and bacteria development depends on temperature which is highly variable in a period of a month. The rain garden does not leach bacteria even if the influent concentration is not well determined. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Petroleum Hydrocarbons (PHs) were analyzed between January and May 2013, and they were always fouund to be below the detection limits in the effluents, <0.2 μg/L for each type of PAH and <0.3 mg/L for PHs (Table 4.3). Soil media analysis tends to show that PHs are stored in soil media and the mulch surface layer is more concentrated than the underneath layer. Those results on soil media contamination are only trends and more analysis should be conducted in this direction to understand where is the sink of PHs.

4.4 Conclusions

The hydrological performance of the rain garden was satisfactory in both warm and cold seasons. The average event hydraulic retention efficiency (ΔV) totals 76.6%, reaches 81.3% in warm season and 74.7% in cold season. It is a satisfactory performance and reflects the fact that there are many events with no outflow. However, the change in runoff volume for a one year period is only pictured at 54.2% with 35.0% for the cold season and 59.7% for the warm season. It shows a clear decreasing retention performance in winter which is mainly due to much less evapo-transpiration in cold season. Rain-on-snow events showed poorer

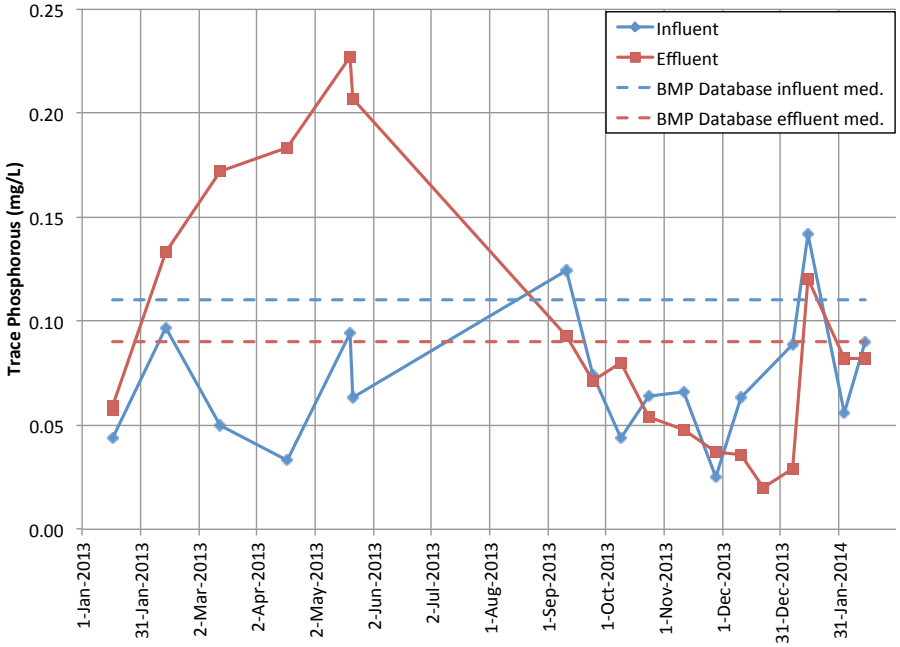

Figure 4.16 Phosphorous concentration during the study in influent and effluent.

retention efficiency because snowmelt was not included in runoff calculation. Real runoff depends on water content of snow pack and snowmelt due to sun radiation. The rainfall amount should not be used alone to assess the system performance. The rain garden water level before a rain event is a key parameter which has a negative impact on retention capacity. Conversely, the time since previous runoff event has a positive impact on retention capacity. Frozen soil media affected infiltration rates but it was not measurable because infiltration rate was higher than the flow regulator limit. During the cold season, infiltration in the surrounding soil was not affected either. The use of a vortex flow regulator at the outlet has an impact on hydrological performance for the bioretention system. It forces low flow rates and it spreads outflow over time. However, the system is more sensitive to consecutive rain events. During the study period IET was found to be 8 h whereas time concentration of a similar sub-catchment without flow regulator would be around 30 min. This aspect should be taken into account for further bioretention development when using flow regulator.

The water quality analysis was conducted with grab samples collected every month in phase one and every two weeks in phase two. No pollutant mass removal could have been computed, only change in contaminant concentrations. This full scale field study confirmed that rain gardens are a suitable technology for runoff sediment capture with an average effluent concentration of 4.1 mg/L and a change in concentration ΔC=74.5%. Fecal coliforms and E. coli were effectively removed as were the PAHs and petroleum hydrocarbons. Chromium

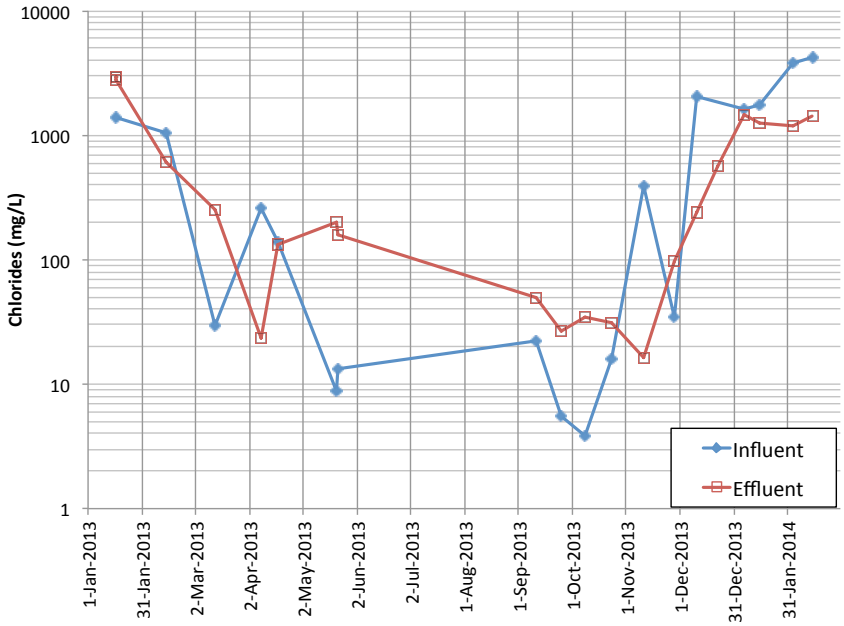

Figure 4.17 Chlorides concentrations in influents and effluents.

(Cr) and Cadmium (Cd) were below the detection limit in the influents and in the effluents. Lead (Pb)was very well captured with effluents concentrations mostly below the detection limit <1 μg/L. Zinc (Zn) was greatly removed in warm season, but there were high concentrations during winter so that the overall change in concentration was ΔC=48%, and it was mostly captured by the soil media with an average concentration of 102 mg/Kg. Copper (Cu) was remained mostly in terms of concentrations with ΔC=-14%. Nickel had not removed at all as it was detected in effluents but not in influents. TKN concentrations were found to be highly variable and the average change in TKN concentration is ΔC=2%. An interesting fact is that Ni leaching is correlated to TKN leaching in effluents. It underlies that common physical, chemical or biological controls whereby TKN and Ni are captured in soil media. Phosphorous do not sustain well in terms of concentration with an average change in concentration of ΔC=-65%. Finally, chlorides were less concentrated in effluent than in influent during cold season but the reverse was true during warm season.

Future research should focus on a way to use auto samplers in winter so that pollutant mass removal and seasonal mean concentrations could be calculated for existing bioretention systems in cold climates. Especially the fate of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and nutrients needs deeper investigations. Continuous conductivity recording should be made possible in wintry conditions so it should be implemented to assess total chlorides load during winter. A new method of bioretention design selection needs to be developed that will take into account

wintry events as well as the implementation of a flow regulator at the outlet.

4.5 Acknowledgements

The writers would like to thank the research sponsors: Mitacs Acceleration Program and the National Research Council of Canada with its Industrial Research Assistance Program (IRAP).

4.6 Notation

The following symbols are used in this paper:

I_a = initial abstraction depth (mm);
S = maximal potential retention depth (mm)
ΔV = hydraulic retention efficiency (%);
V_{OUT} = outflow volume (m^3/s);
V_{IN} = inflow volume (m^3/s);
ΔC = change in contaminant concentration(%);
C_{OUT} = effluent pollutant concentration (mg/L); and
C_{IN} = influent pollutant concentration (mg/L).

CHAPITRE 5

ARTICLE 2 : GREEN ROOF RUNOFF : AN INNOVATIVE METHOD FOR WINTRY MONITORING

Spring and summer sewer surcharges have increased since last decade in Quebec due to more intense rain events (Mailhot *et al.*, 2007). This phenomenon has caused damages to properties which has levied extra cost for municipalities and for the population. Decision makers are seeking for green infrastructure which could mitigate urbanization flaws on hydrology. Since late 1990's, storm water management has required the Best Management Practices (BMPs) implementation to mitigate urbanization drawbacks. Alt-hough green roof is one in a series of available BMPs, more and more green roofs have been adopted in cities to restore the urban hydrological balance. High levels of research have been conducted since then to better understand the hydrological efficiency of green roof in temperate climates. Cold climate cities are faced with particular drainage issues during thaw events. Indeed, when temperature rises above 0 °C, snow will melt and when combined with rain, rain-on-snow events can be a concerning matter because they can result in flooding conditions (Valeo et Ho, 2004). How-ever, information on hydrological efficiency of green roofs in cold climates is lacking and there are very few studies that deal with green roof behavior in winter. Liu (2003) retrofitted a green roof in Ottawa and (Van Seters *et al.*, 2009) retrofitted a green roof in Toronto, but both stopped short of their monitoring during winter. Teemusk et Mander (2007) monitored a green roof in Estonia during winter, however runoff data were collected manually on an hourly basis. Monitoring runoff from a roof in itself has proven to be a challenge. In addition, green roof studies often deal with small sized laboratory cells (VanWoert *et al.*, 2005; Seidl *et al.*, 2013). Achieving real size green roof monitoring often requires installing instruments directly in the plumbing system (Liu, 2003; Bliss *et al.*, 2009; Van Seters *et al.*, 2009), having access to an horizontal roof drain (Carpenter et Kaluvakolanu, 2010) or having access to roof drain outlet and implementing weirs (Hathaway *et al.*, 2008). This accounts for the high difficulty in monitoring runoff of an existing real size green roof and more so in winter.

The new Polytechnique Montréal building in Quebec Canada was built in 2005 with a green roof. The aim of this study is to measure runoff quantities from the Polytechnic green roof by use of a new instrument, called drain flow meter (DFM) which was designed to measure storm water runoff flowing through a drainage downpipe. The DFM has been installed in a drainage downpipe that drains a green roof section area of 65 m^2. This study

shows that the hydrological monitoring of a green roof in winter is possible.

5.1 Methodology

5.1.1 Site Description

Montreal being the largest city in Quebec, Canada with a population of nearly two million people, experiences a cold climate, average temperature in January is -10.2 °C and average snowfall during winter is 217.5 cm based on Environment Canada data. Under these expected weather conditions, the Polytechnique Montréal, Canada built in 2005 was partially covered with a 900 m^2 semi-intensive Hydrotech Garden Roof® system that contributed to the building LEED® certification. Green roof substrate is 150-300 mm deep, and a drainage layer placed underneath. Conventional roof is made of a roofing membrane and white gravels. This green roof is of significant interest because only minimal maintenance has been performed since its construction, and plants have grown naturally without the need of an artificial water supply. It was originally planted with 15% "Ruebens" Canada bluegrass, 25% "Slalom" hard and sheep fescue, 15% "Columbra" fescue turf, 15% "Salsa" creeping red fescue, 20% "Player" perennial ryegrass and 10% white clover. Figure 5.1 shows the 65 m^2 section of the green roof that was kept for the study. This section was chosen because the drainage area is comprised of green roof only whereas other drainage areas where found to be a mix of green roof and conventional roof. Moreover, this section is situated very close to the access door of the roof, so it is easier in winter to observe what occurs on this section than on any other section. Nevertheless, the winter experiment showed that snow accumulation was much higher (>180cm) on the monitored section than on the remaining green roof (<50cm) because the monitored section had been enclosed between walls that give shelter from wind dispersion.

5.1.2 Monitoring

Real size green roof runoff monitoring requires either diverting roof downspouts towards a monitored flume (Bliss *et al.*, 2009), implementing a magnetic flow meter in the drainage pipes (Liu, 2003; Van Seters *et al.*, 2009) or collecting runoff in graduated tanks (Nardini *et al.*, 2012). When drainage pipes are not accessible, another solution needs to be found. Speak *et al.* (2013) developed a compact V-notch weir methodology which can be placed directly in the inlet of the roof drainage downspout. They monitored an aged green roof in Manchester, United Kingdom, but their methodology cannot be entirely applied to cold climate green roofs. On the one hand, (Speak *et al.*, 2013) use pressure transducer to measure water level in the weir which is unfit when temperatures might dip below 0 °C. On the other

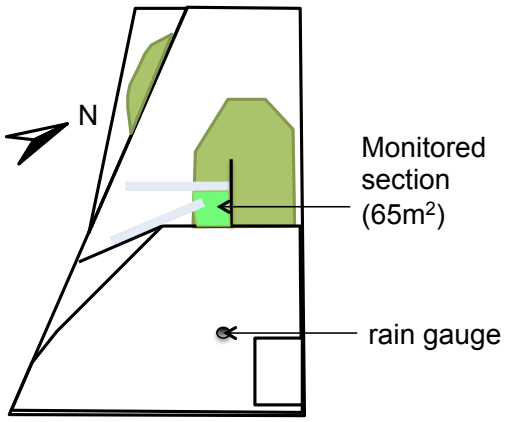

Figure 5.1 New Polytechnique Montréal building, top view. Green roof is in green, bare roof is white.

hand, (Speak *et al.*, 2013) built a 60° V-notch weir in a squared pot which is then introduced in a 150 mm diameter downspout. These are reasons for why some variations were made to the original design. The pressure transducer was replaced by an ultrasonic sensor located at the top of the device, and the squared pot was replaced by a PVC pipe (figure 5.3). This new device is called in the following text the Drain Flow Meter (DFM). Actually, a recent full-scale study in New York City used nearly the same design as the one presented in this chapter (Carson *et al.*, 2013). The major difference is that they guided the ultrasonic sensor beam with a plastic tube to prevent water drops from cutting the beam and from generating false water levels. This design was not retained because ice may obstruct the plastic tube under freezing conditions.

The DFM was calibrated in the laboratory where a controlled flow was created with a 900 mm plastic tank filled with tap water and a manually controlled valve (figures 5.4 and 5.5). The top of DFM was sealed at the bottom of a bucket to reproduce sheet flow as on a real roof. Flow rate was recorded manually with a 20L graduated bucket and timed using a stop-watch. Water level was measured by Microsonic mic+130/IU/TC ultrasonic sensor at one second interval for calibration. Water level data from the ultrasonic sensor were recorded in a waterproof HOBO data logger U12-008 with 4-20 mA signals.

Calibration had been repeated for 19 different flow rates to plot a calibration rating curve. Figure 5.6 shows this rating curve and standard deviations (SD) as error bars for each measurement. Calibration points with flow rates below 40 mL/s possess very good precision both on flow rates measurement (graduated bucket and stop watch method) SD<0.5 mL/s, and on water level measurement (ultrasonic sensor) SD<0.7 mm. Calibration points with flow rates between 40 mL/s and 150 mL/s show good precision on flow rates measurement

Figure 5.2 Photo of monitored green roof section.

SD<10 mL/s, but water level attains less accuracy SD falling between 0.4 and 17.0 mm. It is also noted that when flow rates exceed 150 mL/s, measurements become very inaccurate. The Kindsvater-Shen relationship can be used to calculate flow rates in fully contracted V-notch weirs (USBR, 1997). The equation includes the notch angle:

$$Q = C_e(8/15)\sqrt{2g}\tan\alpha/2(h+h_0)^{5/2} \tag{5.1}$$

where:

Q = flow rate (m^3/s),
C_e = effective discharge coefficient,
g = gravity acceleration (9.81 m/s^2),
α = V-notch angle,
h = upstream water level (m), and
h_0 = head correction factor (m).

The Kindsvater-Shen equation should only be used in horizontal straight channels and not in vertical downspout. By adjusting both coefficients C_e and h_0, it is possible to fit the observed data quite well. Figure 5.6 shows that flow rates below 150 mL/s could reasonably be calculated by the Kindsvater-Shen equation. On the contrary, flow rates above 150 mL/s are unreliably computed by Equation 5.1. For high flow rates (>150 mL/s), there are many

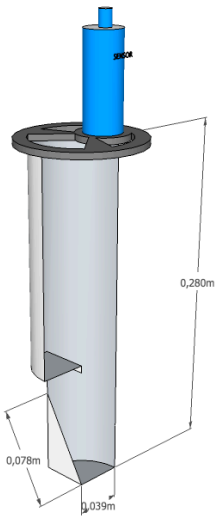

Figure 5.3 Drain Flow Meter (DFM) diagram with ultrasonic sensor on top, sectional view.

elements that could account for this poor correlation between observed and calculated flow rates. Firstly, high flow rates generate large flow sheets entering the device which cut the ultrasonic sensor beam. Secondly, high flow rates generate wavelets at the bottom of the DFM where the V-notch is located. The higher the flow rates are, the larger the wavelets amplitude is. Thirdly, high flow rates are associated to high flow velocities. At the bottom of the device vertical flows are converted in horizontal flows by the weir which generates high head losses for high velocities. Therefore, flow rates above 150 mL/s are not well monitored. 8.3 mm/h rain intensity generates an average flow rate of 150 mL/s if 100% precipitation is converted into runoff in the 65 m^2 monitored section. What this means is that net rain intensities higher than 8.3 mm/h will not be accurately measured.

The DFM was initially implemented on the monitored section of the green roof (figure 5.1) on 2013/10/10 and a photovoltaic panel combined with a 12V battery was first used as a power supply. But frequent power outages necessitated plugging a battery recharger into the building electrical grid on 2013/11/27. A tipping bucket rain gauge ISCO 674 with 0.1 mm sensitivity measures liquid precipitation in the green roof. Precipitation was recorded every minute starting 2013/10/10 and finishing 2013/11/27. During winter, daily precipitation (solid and liquid) and temperature data were collected from the Environment Canada website at the international Montreal/Trudeau airport. The airport itself is located twelve kilometers (12 km) south-west of the green roof.

Figure 5.4 General view of laboratory calibration.

5.1.3 Data Analysis

The DFM was in place on the monitored section of the green roof from 10/10/2013 to 03/02/2013. Mean water level had initially been logged every minute till 10/12/2013. Afterwards, minimum water level was logged instead of mean water level. And recording interval was changed to log every five minutes from 10/12/2013 to 03/02/2013. During the first phase when mean water level was recorded the water level signal was very noisy due to a very sensitive position of the ultrasonic sensor with the ultrasonic beam width diameter at 200 mm, while the DFM ran with an 85 mm diameter. Using minimum water level in winter instead of mean water level has drastically decreased noise. A linear denoising method was applied on the whole water level dataset (Peyré, 2011), see figure 5.7.

To compare runoff (volume) with rainfall amount (height), run-off is also expressed as a height by dividing volume by the monitored green roof section surface (65 m^2):

$$RO_H = RO/area \tag{5.2}$$

Figure 5.5 Front view of DFM calibration with graduated bucket.

where:

RO_H = amount of runoff (mm),

RO = runoff volume (L), and

$area$ = surface of the monitored green roof section (m^2).

5.2 Results and Discussion

5.2.1 Rainfall Events

DFM did not adequately measured runoff from rainfall events during Fall of 2013 because water level signal was noisy and because of power outages. Figure 5.8 shows a rain event starting on 2013/10/16 around midday. There is a constant little flow of 3.5 mL/s before and after the event which is not realistic because it is too much constant and no major rainfall could have generated this runoff, leading to a light rain (1.6 mm) occurred at 18:00 that did not generate runoff. Consequently, at 24:00 (17/10/2013 at 00:00) a medium level rain occurred and generated measurable runoff. If runoff is taken into account only between 25:00 and 28:30, then total runoff volume is 64.3L corresponding to 0.99 mm compared to

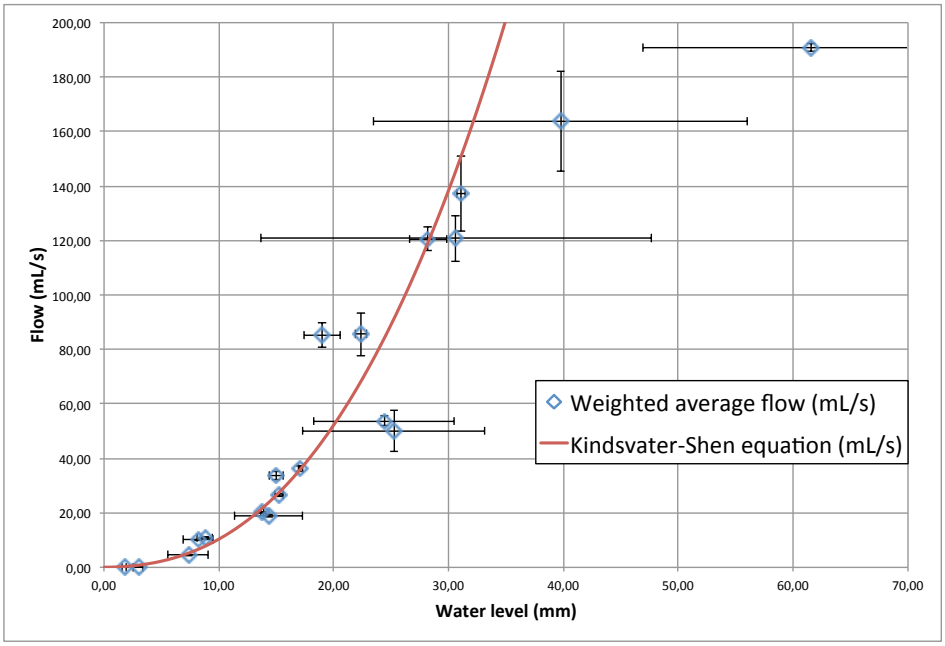

Figure 5.6 DFM calibration rating curve. Error bars length is equal to the standard deviation of each set of calibration. C_e=0.6 and h_0=1 mm.

a total rainfall of 9.7 mm on 2013/10/17. So this medium rainfall event was reduced to approximately 90%. Peak runoff discharge was delayed of approximately 30 min. Figure 5.9 displays runoff outflow on 2013/10/31 and 2013/11/01 but there was power outage in the middle of the event from 30:00 to 33:00, so it is impossible to quantify total runoff volume for this event. Like in figure 5.8, there is a remaining constant outflow of 3.5 mL/s which is not realistic, yet this remains interesting as an event. Major runoff outflow started at 28:30 seventeen hours after rainfall began, that is a really long delay for runoff. At the beginning of outflow at 28:30 nearly 30 mm of rain had already fallen, which is a high amount of rain retained. At the end of this event at 34:55, a very intense (14 mm/h) and very short sub-event (10min) generated a peak outflow of 39.5 mL/s only fifteen minutes after the beginning of this little sub-event. It shows that when substrate is water saturated, green roof reacts very rapidly to rainfall.

5.2.2 Snowmelt Events

In December 2013 and January 2014, the DFM measured four major runoff events corresponding to either snowmelt or rain-on-snow events (figures 5.10 to 5.13). The first snowmelt event is not plotted here because there was power outage on 2013/11/27. Afterwards, the DFM was directly plugged on the building electrical supply. Table 5.1 summarizes general

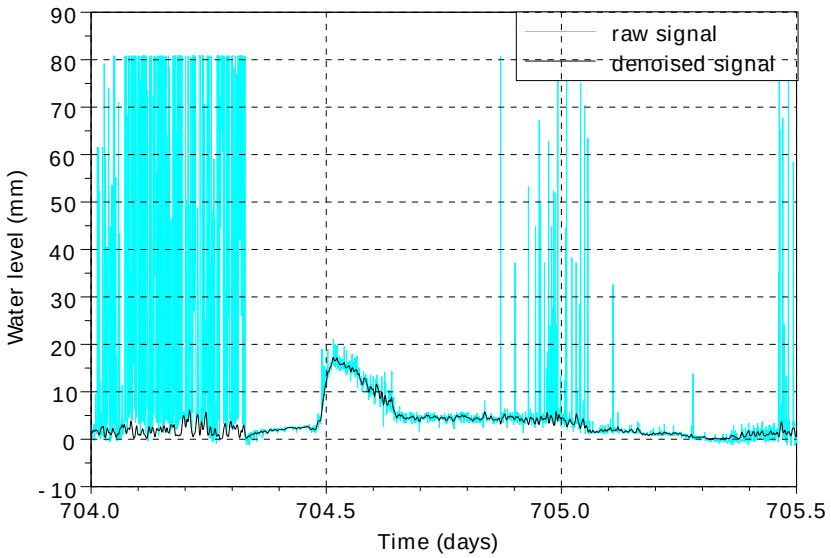

Figure 5.7 Denoising method effects.

information of each winter runoff event. Green roof runoff is highly variable and depends both on temperature and on amount of rainfall. On 2013/12/05 (figure 5.10) water ran off for fourteen hours (14h), but major runoff lasted only four hours (4h). The remaining time (from 15:00 to 01:00 the day after), flow rate is very low which can be identified as base flow in the substrate, Teemusk et Mander (2007) observed that substrate melting was much slower than surface snow cover melting. Therefore, the observed base flow may come from slow thawing of the ground. Future development for this research may implement a temperature probe in the substrate to monitor this phenomenon. This event in December 2013 is the only snowmelt event without any liquid precipitation. The three other events are snowmelts and rain-on-snow events.

Except from the last event 2014/01/14, green roof runoff followed temperature fluctuations. Moreover, runoff was delayed relative to temperature rising but this delay varied between the three first events. It seems that water started running off when temperature rose above 3 °C (figures 5.10 to 5.12). On last snow-melt event (2014/01/14, see figure 5.13), temperature had been above freezing temperature for more than one day, and runoff did not follow temperature evolution. It is a typical rain-on-snow event because runoff started only with rainfall. Daily precipitation was the only information available and there was no precipitation the day before (2014/01/13) until 5.6 mm rain had fallen on 2014/01/14. Hourly basis precipitation data could provide more information on peak discharge delay for this type of rain-on-snow events so that wintry performance could be compared to summer performance.

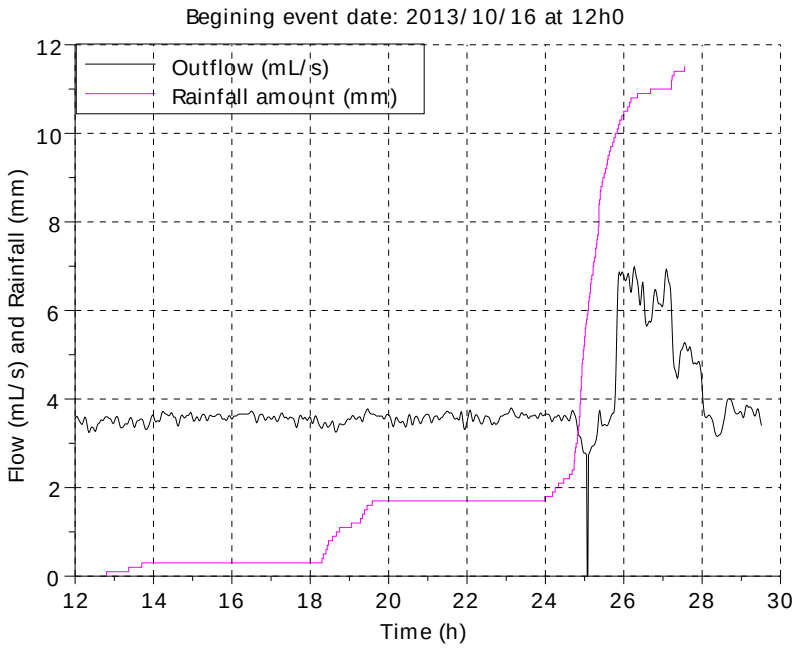

Figure 5.8 Rainfall event on the green roof (2013/10/16).

Bliss et al (2009) observed that green roofs are able to delay peak flow rates in temperate climates.

On 2014/01/11 (figure 5.12) runoff lasted almost 24 hours. It brought about a case of freezing rain, and visual inspection reported up to 30 mm ice coverage on the pavement nearby the building. Water started to run off only when temperature increased. Rain did not influence runoff on this event. On Table 5.1, the value of degree-days for each event that was shown greatly influenced the amount of runoff. However, snow depth on the green roof was not recorded but it would have helped understand the gap between runoff amount of snowmelt event 2014/01/11 and 2014/01/14.

Table 5.1 Snowmelt green roof runoff and associated rainfall measured at Montreal airport weather station.

Date	Rainfall (mm)	Runoff (mm)	Degree-days (above 0 °C)	Runoff/Rainfall
2013-12-05	0	6.3	4.7	$+\infty$
2014-01-06	14.3	3.8	1.8	26.3%
2014-01-11	6.2	19.7	3.5	317.1%
2014-01-14	5.6	7.3	3.0	131.0%

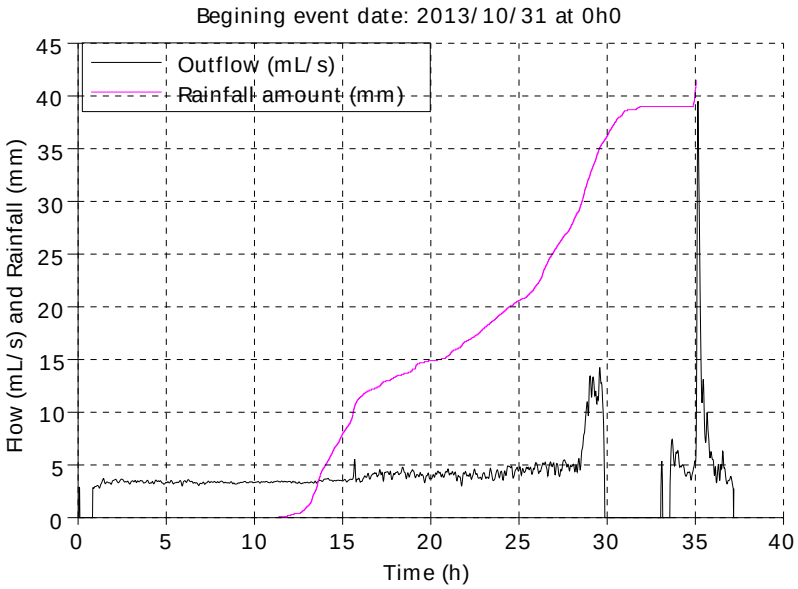

Figure 5.9 Rainfall event on the green roof (2013/10/31).

5.3 Conclusion and Recommendations

The DFM is an innovative method to monitor green roof runoff especially in wintry conditions. In December 2013 and January 2014, it has captured four snowmelt events so as to show its ability in achieving this goal. The device is able to measure long runoff events with low flows, however fails to accurately monitor in the concerns of rainfall events. It shows that green roof delayed runoff relative to the beginning of rainfall, but it needs to be compared against bare roof delay. A profitable exercise would be to have a corresponding DFM placed on a bare roof to compare runoff behavior from bare and green roofs. Data validation will then be possible when water level data from the Polytechnique Montréal storm water detention tank are available. Also, the use of a snow gauge could provide information on snow coverage on the green roof and make it possible to compute a water balance in winter. Some modifications suggested below could considerably improve the DFM accuracy and make it usable for both snowmelt and rainfall-runoff. For the moment this device remains a prototype and following developments should be considered:

1. decrease ultrasonic sensor uncertainties by implementing a sensor with a smaller beam width such as mic+25 series (50 mm instead of 200 mm); and
2. establish a finer calibration rating curve with more observation points so that flow measurements will become more accurate.

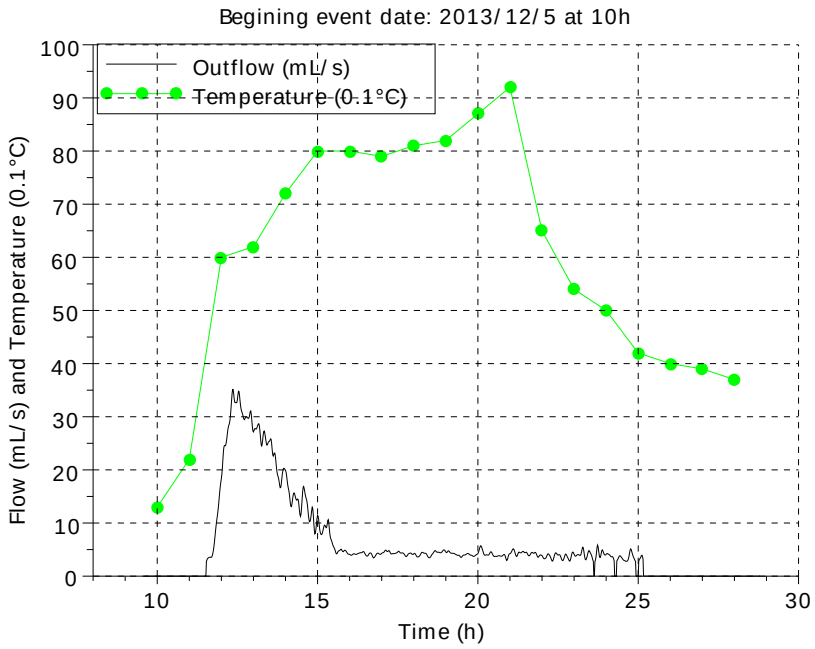

Figure 5.10 Snowmelt event on 2013/12/05.

This study has presented preliminary results of the DFM's ability to be retrofitted for snowmelt and rain-on-snow events. Green roof practitioners in northern climates could find interest in assessing their green roof performance during winter. The advantage of the DFM are first by its easy installation which does not require diverting roof drains and second by its simple concept and its ability to work under freezing temperatures.

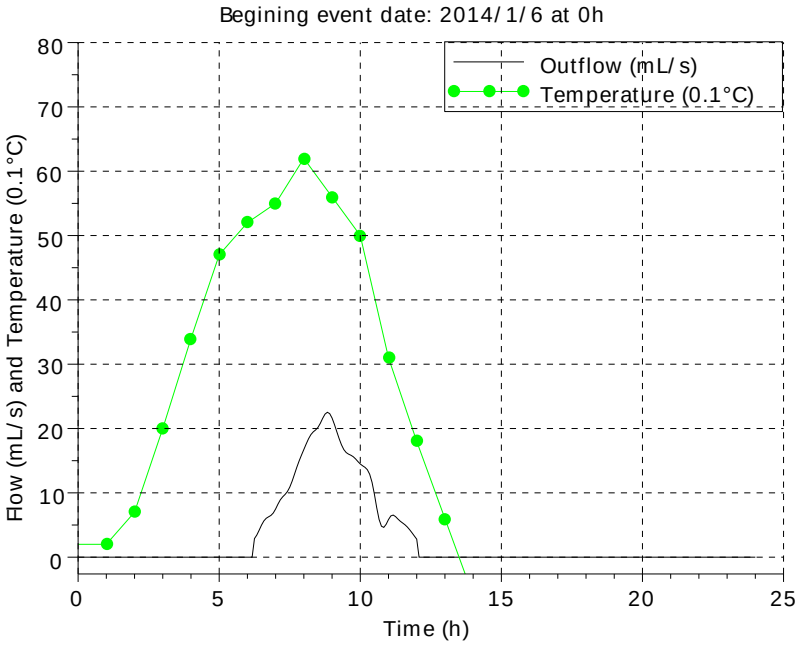

Figure 5.11 Snowmelt event on 2014/01/06.

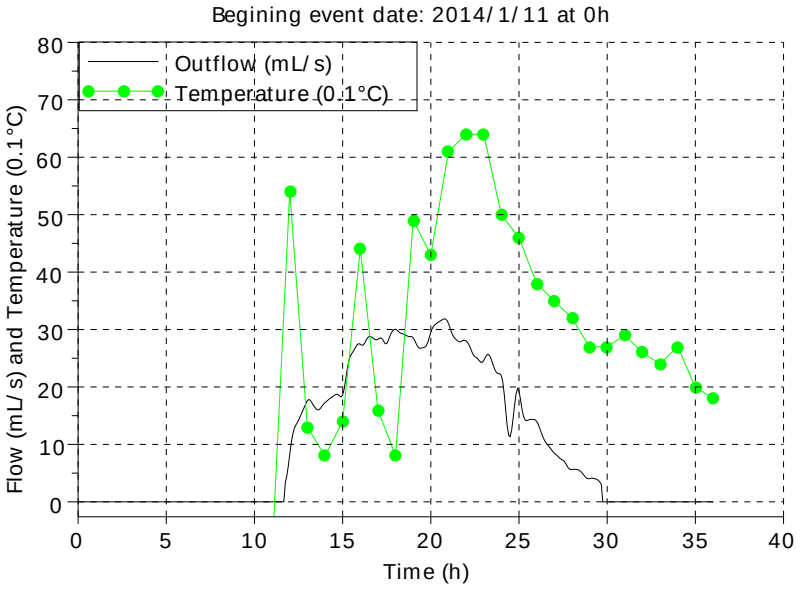

Figure 5.12 Snowmelt event on 2014/01/11

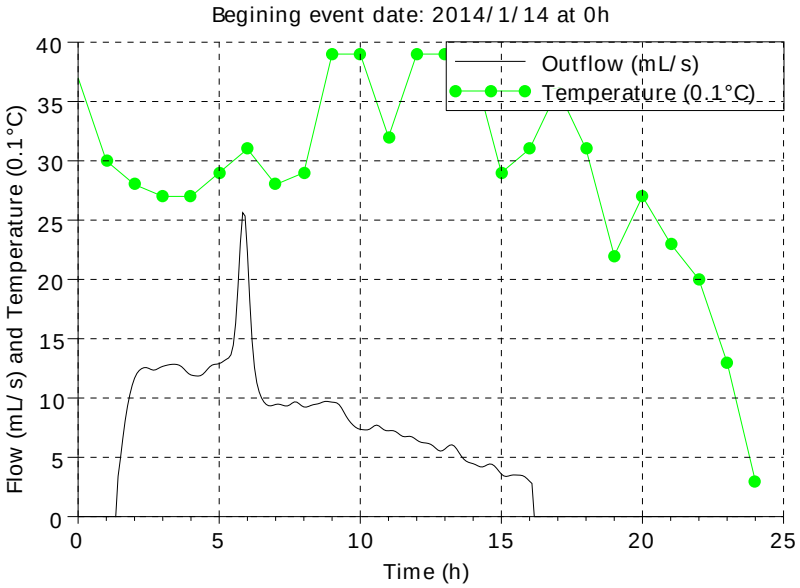

Figure 5.13 Snowmelt event on 2014/01/14.

CHAPITRE 6

DISCUSSION GÉNÉRALE

6.1 Discussion des critères de performances de la qualité de l'eau en climat froid

On l'a vu dans le chapitre 4 sur le suivi du jardin de pluie en hiver, il n'a pas été possible de mesurer des taux d'élimination des polluants en masse, ni de mesurer une Concentration Moyenne par Évènement de pluie. En effet, pour ce faire il aurait fallu pouvoir prélever plusieurs échantillons d'eau de ruissellement au cours d'une pluie ce qui requiert l'utilisation d'un échantilloneur automatique. Or, il est très difficile d'utiliser ce type d'appareil lorsque la température est sous le point de congélation car la tubulure de l'appareil risque de geler. Ainsi, la méthode utilisée qui consiste à prélever des échantillons manuellement dans un regard ou un puisard est pour l'instant la seule méthode viable sur un site réel [1] pour un coût raisonnable pendant l'hiver. Il semble donc difficile d'évaluer la performance par évènement des PGO en climat froid. Pour autant, la méthode employée dans ce mémoire demeure intéressante et apporte des résultats sur un cas réel de jardin de pluie soumis à de réelles précipitations hivernales. Pour le moment, les directives gouvernementales au Québec concernant la qualité des eaux s'expriment en concentrations (par exemple en mg/L). La notion de Charge Maximale Journalière Totale ou *Total Maximum Daily Load (TMDL)* en anglais, n'est pas encore appliquée au Québec. Cette notion suppose que l'on doive contrôler la masse maximale de polluant qu'un ouvrage rejette dans le réseau d'égout ou dans l'environnement par jour. Une telle notion suppose que l'on suive les concentrations des polluants et les volumes d'eau de ruissellement de façon très fine. Dans la méthode de suivi qualitatif du jardin de pluie, on a estimé la concentration moyenne en polluants des eaux de ruissellement d'une aire de stationnement commerciale pendant une période donnée comprise entre deux semaines et un mois. Il est suggéré d'utiliser cette méthode en hiver car la cinétique des polluants est plus lente et cela permet de faire des bilans de matière pendant une saison entière plutôt que juste pendant un évènement isolé. La portée d'une telle méthode semble plus importante qu'une méthode par évènement. Toutefois, cette méthode n'a pu être appliquée que pour les influents du jardin de pluie et non pour les effluents. Pour une prochaine campagne de mesure il serait intéressant de pouvoir stocker le volume cumulé de tous les effluents pendant une période dans un réservoir pour ensuite pouvoir mesurer les concentrations moyennes de l'ensemble

1. Ici le terme *site réel* s'oppose à une expérience en laboratoire où l'on peut contrôler les paramètres même en climat froid.

de ces eaux.

6.2 Limitations des mesures de débit

Les chapitres 4 et 5 ont montré le suivi expérimental d'un jardin de pluie et d'un toit vert dans la région de Montréal. L'instrumentation de structures hydrauliques telles que le jardin de pluie et le toit vert en hiver a posé de nombreux problèmes.

Tout d'abord, la mesure du débit ruissellement a été une constante préoccupation tout au long de ces deux projets. Dans le cas du jardin de pluie, la mesure du débit de ruissellement a été réalisé à l'aide de deux débitmètres à effet Doppler, mais finalement c'est surtout la donnée de hauteur d'eau dans le regard d'échantillonnage et dans la conduite haute de surverse qui ont permis de calculer le débit. En effet, les mesures de vitesse données par la sonde à effet Doppler ne sont pas fiables car elles reposent sur la réflexion de l'onde sonore par les bulles d'air et les particules en suspension. Or, on a constaté que les concentrations en MES dans les effluents sont faibles (4,1 mg/L en moyenne). Par ailleurs, le calcul de la vitesse d'écoulement par la sonde à effet Doppler repose sur la vitesse de l'onde sonore dans l'eau qui elle-même dépend de la masse volumique de l'eau. La mesure de température de l'eau permet de faire une correction automatique de la masse volumique en fonction de la température, mais aucune correction n'est faite sur la concentration en chlorure dans l'eau peut être élevée en hiver. Ainsi, l'utilisation d'un débitmètre qui ne dépend pas de la masse volumique de l'eau est à privilégier tel qu'un déversoir en V utilisé dans le suivi de toit vert (voir section 7.2).

Ensuite, concernant la mesure de débit de ruissellement dans le toit vert du pavillon Lassonde de l'École Polytechnique, la première difficulté est de pouvoir mesurer une très large gamme de débit avec précision. En effet, si pendant une fonte on observe des débits de l'ordre de 10 mL/s, pendant un évènement de pluie ou même de pluie sur neige on mesure des débits de l'ordre de 100 à 200 mL/s. Réaliser ces mesures avec des instruments compacts et résistants au gel relève du défi. Une autre approche pour cette mesure de débit avait été initié à l'origine du projet. Cette approche reposait sur l'existence d'un bassin de captation des eaux pluviales qui se trouve au 1er étage du pavillon Lassonde. Ce bassin de captation est alimenté uniquement par les drains de toit et le niveau dans le bassin est mesuré en quasi-continu par un limnimètre à ultrason. Il y a deux raisons qui ont empêché l'utilisation de cette autre approche. Premièrement, un problème technique a rendu indisponibles les données du limnimètre à ultrason. Deuxièmement, l'eau de ce bassin de captation est pompée continuellement pour alimenter le bâtiment en *eau grise*[2]. Mais, mesurer la quantité d'eau

2. On appelle *eau grise* une eau qui n'est pas potable mais dont la qualité n'est pas trop mauvaise, par exemple dans une maison l'eau de rinçage d'une laveuse et l'eau de douche peuvent être considérées comme

pompée dans le bassin vers le réseau en eau grise du bâtiment s'est avéré une tâche ardue et les résultats n'étaient pas fiables. En effet, un débitmètre à ultrason avait été installé sur la conduite d'eau grise mais en comparant le volume cumulé avec le compteur d'eau installé à la construction du bâtiment, on a constaté des écarts de 20%.

eaux grises par opposition à l'*eau noire* des sanitaires très chargée en polluants.

CHAPITRE 7

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

7.1 Synthèse des travaux

Le suivi hydrologique du jardin de pluie à Longueuil (au sud de Montréal, Québec, Canada) a montré que la capacité de rétention (ΔV) en hiver est plus faible qu'en été avec respectivement des capacités de rétention de 35,0% ±4,5% et 59,7% ±1,2%. La capacité de rétention moyenne par évènement atteint 81.3% pendant la saison chaude et 74.7% pendant la saison froide. L'utilisation de la capacité de rétention par évènement de précipitation donne une information biaisée sur la performance du jardin de pluie. En effet, on a mesuré beaucoup de petits évènements de pluies qui ne provoquent aucun rejet à la sortie du jardin de pluie. Donc, la capacité de rétention moyenne par évènement n'est pas un critère adéquate pour mesurer la performance du système. De plus, il est apparu que la hauteur de précipitation totale pendant un évènement n'a pas un effet très important sur la capacité de rétention du jardin de pluie. En revanche, la durée de la période sèche sans effluent avant l'évènement (« time since previous runoff event ») ainsi que la quantité d'eau initialement stockée dans le substrat ont un effet important sur la capacité de rétention de l'ouvrage. Plus la durée de la période sèche est longue, plus la capacité de rétention est importante. À l'inverse, plus la quantité d'eau initialement stockée dans le substrat est grande, plus la capacité de rétention du système de bio-rétention est faible. Ainsi, la méthodologie expérimentale mise en place dans le jardin de pluie de Longueuil a permis de montrer la différence de performance du système entre la saison chaude et la saison froide. La première partie de l'objectif 1 sur la mise en place d'une méthode de suivi hydrologique et la première partie de l'objectif 3 sur la mesure de performance en hiver du jardin de pluie ont été atteintes.

Le suivi de la qualité des eaux à l'entrée (influents) et à la sortie (effluents) du système de bio-rétention de Longueuil a permis de montrer que les concentrations en sels de déglaçage varient significativement entre la saison chaude et la saison froide. En hiver, la concentration en sel est plus importante dans les influents que les effluents et c'est l'inverse en été. Le système n'a pas une grande capacité de rétention des sels mais, il est capable de faire tampon et de limiter les pics de concentration en sels dans les eaux de rejets. Le suivi expérimental n'a pas permis de montrer une différence de rétention saisonnière des autres polluants. Cette étude a confirmé que le jardin de pluie est une technologie très efficace pour diminuer les concentrations en Matières En Suspension avec un taux moyen de réduction de la concentra-

tion des MES de ΔC=74.5% et une concentration moyenne dans les effluents de 4,1 mg/L. Les bactéries (Coliformes Fécaux Thermotolérants et Escherichia coli) ont également été capturées efficacement par le système de bio-rétention avec des concentrations dans les effluents inférieures à 10 UFC/100mL. De même, les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques et les hydrocarbures pétroliers C10-C50 ont été correctement retenus par le jardin de pluie puisque les concentrations à la sortie étaient inférieurs aux seuils de détection. Concernant les métaux lourds, le chrome (Cr) et le cadmium (Cd) sont sous les limites de détection tant dans les influents que les effluents. Le plomb (Pb) a été bien capturé puisqu'à la sortie de l'ouvrage les concentrations sont pour la plupart en dessous de son seuil de détection ($<1\mu$g/L). Le zinc (Zn) est lui aussi bien retenu par l'ouvrage avec un taux de réduction moyen de sa concentration de ΔC=48.3%. Par contre, le nickel (Ni) et le cuivre (Cu) ont en moyenne des concentrations plus élevées à l'entrée qu'à la sortie du système de bio-rétention ce qui conduit à des taux de réduction des concentrations négatifs de ΔC=-123.5% et ΔC=-14.1% respectivement. Enfin, les nutriments n'ont pas été efficacement réduits en terme de concentration. Pour l'Azote total Kjeldahl, les concentrations mesurées à l'entrée et à la sortie du système étaient très variables et le taux de réduction de Azote total Kjeldahl (NTK) est proche de zéro (ΔC=1.6%) ce qui suppose que les concentrations en NTK des influents et des effluents sont très proches. On a observé une forte corrélation des concentrations en Ni et en NTK dans les effluents. Pour le phosphore, les concentrations mesurées à la sortie de l'ouvrage sont beaucoup plus importantes qu'à l'entrée ce qui laisse à penser que le système exporte plus de phosphore qu'il n'en reçoit. Par conséquent, la capacité du jardin de pluie à abattre les nutriments (NTK et phosphore) est remise en question dans ce travail. Le suivi expérimental ayant été interrompu pendant l'été, il n'est pas possible de comparer les résultats qualitatifs entre l'hiver et l'été mais juste entre l'hiver, l'automne et le printemps. De plus, le nombre d'échantillons prélevés n'est pas encore suffisant pour réaliser des tests statistiques ayant du sens. La deuxième partie de l'objectif 1 qui a trait à la mise en place d'un suivi de la qualité de l'eau de rejet est donc atteinte. La partie de l'objectif 3 sur la performance qualitative du jardin de pluie est atteinte également même si la comparaison entre saison chaude et saison froide n'a pas été entièrement satisfaisante.

Le suivi de la performance du toit vert s'est porté sur l'aspect hydrologique. Le suivi du ruissellement des pluies qui s'infiltrent dans le toit vert a été mis en place avec succès ce qui a permis de suivre la fonte des neiges pendant des évènements de redoux ou de pluie sur neige. Ce suivi du ruissellement a été réalisé grâce la conception d'un débitmètre pour drain vertical « Drain Flow Meter ». Cette méthode innovante a été développé dans le laboratoire d'hydraulique de l'École Polytechnique de Montréal. Cet instrument a ensuite été installé sur une portion du toit vert des pavillons Lassonde de l'école. La méthode s'est montrée efficace

en climat froid puisque le ruissellement du toit vert a été mesuré en continu pendant l'hiver 2013/2014. L'objectif 2 qui était défini comme l'élaboration et la mise en place d'un suivi hydrologique du toit vert a donc été atteint.

7.2 Recommandations et améliorations futures

7.2.1 Mesure en continu des polluants

Dans le cadre du suivi expérimental du système de bio-rétention à Longueuil, on a vu que le suivi qualitatif aurait pu être meilleur en ayant plus d'échantillons. C'est un problème de budget. Il pourrait être intéressant d'avoir recourt à des mesures en continu de certains paramètres. C'est possible pour la turbidité, la conductivité, l'oxygène dissous ou encore le pH. Implanter ces mesures en continu permettrait d'améliorer grandement la portée des résultats notamment sur les concentrations en sels de voirie grâce à la mesure de conductivité.

7.2.2 Site de prélèvement des eaux filtrées

Dans le chapitre 6, il est mentionné que le regard d'échantillonnage (RP-06) dans lequel on a prélevé l'eau à la sortie du jardin de pluie n'est pas entièrement satisfaisant. La qualité de l'eau prélevée n'est pas nécessairement représentative de toutes les eaux filtrées par le jardin pendant la période. Il est donc ici suggéré d'avoir recourt à des contenants placés dans le regard d'échantillonnage et qui se remplissent progressivement entre deux prélèvements (deux semaines à un mois). Le choix de la taille de ces contenants est crucial car il faut éviter qu'ils ne débordent entre deux prélèvements pour conserver la représentativité de l'échantillon. L'autre point délicat est de s'assurer qu'ils se remplissent *progressivement*. Si on place de petits orifices pour limiter le débit, alors en hiver ces orifices vont s'obstruer avec la glace. L'utilisation de contenants (20 L par exemple) est donc une piste de solutions, mais leur utilisation en hiver demeure difficile.

7.2.3 Mesure du débit dans les égouts pluviaux

Le suivi du volume d'eau sortant du jardin de pluie de Longueuil a été délicat à cause du manque de fiabilité des débitmètres à effet Doppler (voir section 6.2). Il est donc recommandé d'utiliser une méthode de mesure avec déversoir. Il est toutefois important de ne pas créer de volume mort à la base du déversoir puisque ce volume d'eau est susceptible de geler en hiver ce qui fausse les résultats.

7.2.4 Comparaison entre toit vert et toit conventionnel

Pour l'instant, un seul instrument (le Drain Flow Meter (DFM)) a été installé sur le toit vert de l'École Polytechnique de Montréal. Il serait intéressant d'en installer un sur le toit conventionnel pour permettre de comparer les débits de ruissellement, la durée du ruissellement et la période de fonte des neiges entre les deux types de toits.

7.2.5 Suivi des précipitations neigeuses

Dans les deux cas de Pratiques de Gestion Optimale étudiées dans ce mémoire, on n'a pas mesuré directement les précipitation neigeuses. Dans le cas où l'on disposerait d'un budget très large, il existe plusieurs types de précipitomètres capables de mesurer les précipitations de neige en continu. Dans le cas contraire, il serait possible de réaliser un suivi grossier de la couverture neigeuse à l'aide d'une règle graduée et d'un carottage du manteau neigeux pour en mesurer la teneur en eau. Cependant, cette méthode est difficilement réalisable sur un toit vert car l'accès au toit est souvent restreint en hiver.

7.3 Perspectives

De nombreuses suites peuvent être données à ce projet de maîtrise, et l'une d'elle est d'évaluer la performance des deux PGO étudiées pour la réutilisation des eaux grises. En effet, comme mentionné au chapitre 6, le pavillon Lassonde de l'École Polytechnique est munie d'un bassin de captation des eaux pluviales. Cette eau *grise* est envoyée dans les toilettes pour la chasse d'eau et est utilisée l'été pour l'arrosage extérieur. De même, le magasin MEC à Longueuil est muni d'un réservoir de captation des eaux de toit, et il est envisagé d'y stocker l'eau filtrée par le jardin de pluie. Une question intéressante qui n'a pas été posée dans ce mémoire est : quel est l'impact d'un toit vert ou d'un jardin de pluie pour la réutilisation des eaux pluviales en terme de qualité et quantité ? Ces PGO diminuent les volumes de ruissellement ce qui va à l'encontre d'un besoin de remplir les bassins de captation pour la réutilisation. Par ailleurs, l'implantation de PGO tente de reproduire l'hydrologie naturelle d'un site, mais si on réutilise les eaux de pluie alors la quantité d'eau restituée à l'environnement n'est plus naturelle.

Ce mémoire a mis également en exergue l'importance du phénomène de pluie sur neige qui génère des volumes de ruissellement bien plus importants que les volumes de précipitations initiales. Ce phénomène devrait être mieux pris en compte lors du dimensionnement des ouvrages hydrauliques notamment pour la conception des PGO en climat froid. Lorsque ces phénomènes sont combinés à des obstructions des systèmes hydrauliques, cela peut contribuer à la mise en charge des réseaux de drainage et donc à leur usure prématurée.

Enfin, le stockage de la neige sur les Pratiques de Gestion Optimale n'a pas été traité dans le présent travail. Pour autant, c'est une option qui devrait être étudié en climat froid. Un jardin de pluie pourrait ainsi devenir un dépôt à neige l'hiver et au printemps pendant la fonte, les polluants prisonniers de la neige seraient retenus à la source. On limiterait ainsi le transport et l'entreposage de la neige à très grande échelle.

RÉFÉRENCES

AHIABLAME, L. M., ENGEL, B. A. et CHAUBEY, I. (2012). Effectiveness of low impact development practices : Literature review and suggestions for future research. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 4253–4273.

AHMED, F., GULLIVER, J. S. et NIEBER, J. L. (2011). Rapid infiltration measurement of lid best management practices. *Reston, VA : ASCE copyright Proceedings of the 2011 World Environmental and Water Resources Congress ; May 22. 26, 2011, Palm Springs, California| d 20110000*. American Society of Civil Engineers.

BENGTSSON, L., GRAHN, L. et OLSSON, J. (2005). Hydrological function of a thin extensive green roof in southern sweden. *Nordic Hydrology*, 36, 259–268.

BERNDTSSON, J. C. (2010). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality : a review. *Ecological Engineering*, 36, 351–360.

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

BLECKEN, G.-T., MARSALEK, J. et VIKLANDER, M. (2011). Laboratory study of stormwater biofiltration in low temperatures : Total and dissolved metal removals and fates. *Water, Air, & Soil Pollution*, 219, 303–317.

BLISS, D. J., NEUFELD, R. D. et RIES, R. J. (2009). Storm water runoff mitigation using a green roof. *Environmental Engineering Science*, 26, 407–418.

BROWN, R. A., BIRGAND, F. et HUNT, W. F. (2013). Analysis of consecutive events for nutrient and sediment treatment in field-monitored bioretention cells. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224, 1–14.

CARPENTER, D. D. et KALUVAKOLANU, P. (2010). Effect of roof surface type on storm-water runoff from full-scale roofs in a temperate climate. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 137, 161–169.

CARSON, T., MARASCO, D., CULLIGAN, P. et MCGILLIS, W. (2013). Hydrological performance of extensive green roofs in new york city : observations and multi-year modeling of three full-scale systems. *Environmental Research Letters*, 8, 024036.

CHAMBERS, P., ALLARD, M., WALKER, S., MARSALEK, J., LAWRENCE, J., SERVOS, M., BUSNARDA, J., MUNGER, K., ADARE, K., JEFFERSON, C. *ET AL.* (1997). Examen des incidences des effluents d'eaux usées municipales sur les eaux canadiennes (version originale en anglais publiée dans water quality research journal of canada, 1997, volume 32, n o 4, p. 659-713). *Journal of Canada*, 32, 659–71.

CHAPMAN, C. et HORNER, R. R. (2010). Performance assessment of a street-drainage bioretention system. *Water Environment Research*, 82, 109–119.

CHOW, V. T., MAIDMENT, D. R. et MAYS, L. W. (1988). *Applied hydrology*. New York ; Montreal : McGraw-Hill.

COUNTY, P. G. (1999). Low impact development design strategies–an integrated approach. Rapport technique, Prince Georges County Department of Environmental Resources.

DAVIS, A. P. (2007). Field performance of bioretention : Water quality. *Environmental Engineering Science*, 24, 1048–1064.

DAVIS, A. P. (2008). Field performance of bioretention : Hydrology impacts. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13, 90–95.

DAVIS, A. P., HUNT, W. F., TRAVER, R. G. et CLAR, M. (2009). Bioretention technology : Overview of current practice and future needs. *Journal of Environmental Engineering*, 135, 109–117.

DAVIS, A. P., TRAVER, R., HUNT, W. F., LEE, R., BROWN, R. et OLSZEWSKI, J. (2012). Hydrologic performance of bioretention storm-water control measures. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17, 604–614.

DECHESNE, M. (2002). Connaissance et modélisation du fonctionnement des bassins d'infiltration d'eaux de ruissellement urbain pour l'évaluation des performances techniques et environnementales sur le long terme. *Lyon (France)*.

DENICH, C., BRADFORD, A. et DRAKE, J. (2013). Bioretention : assessing effects of winter salt and aggregate application on plant health, media clogging and effluent quality. *Water Quality Research Journal of Canada*, 48.

DIETZ, M. E. (2005). *Rain garden design and function : A field monitoring and computer modeling approach*. Thèse de doctorat, The University of Connecticut.

DIETZ, M. E. (2007). Low impact development practices : A review of current research and recommendations for future directions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 186, 351–363.

DIETZ, M. E. et CLAUSEN, J. C. (2006). Saturation to improve pollutant retention in a rain garden. *Environmental science & technology*, 40, 1335–1340.

DUGUÉ, M. (2010). *Conception d'un jardin de pluie : théorie et étude de cas*. Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal.

DUNNETT, N., NAGASE, A., BOOTH, R. et GRIME, P. (2008). Influence of vegetation composition on runoff in two simulated green roof experiments. *Urban Ecosystems*, 11, 385–398.

ENVIRONNEMENT CANADA (2014). Daily data report in Montreal/St-Hubert airport for 2012-2014. webpage.

FLL (2002). *Richtlinien für die Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen (Guidelines for planning execution and upkeep of Green roof sites)*. Landschaftsentwicklung-Landschaftsbau, Forschungsgesellschaft, Bonn, Germany.

GEOSYNTEC CONSULTANTS INC. et WRIGHT WATER ENGINEERS INC. (2007). Frequently asked questions fact sheet for the international stormwater bmp database : Why does the international stormwater bmp database project omit percent removal as a measure of bmp performance ?

GEOSYNTEC CONSULTANTS INC. et WRIGHT WATER ENGINEERS INC. (2009). *Urban Stormwater BMP Performance Monitoring*.

GEOSYNTEC CONSULTANTS INC. et WRIGHT WATER ENGINEERS INC. (2012). International storm-water best management practices (BMP) database pollutant category summary statistical addendum : Tss, bacteria, nutrients, and metals.

GETTER, K. L., ROWE, D. B. et ANDRESEN, J. A. (2007). Quantifying the effect of slope on extensive green roof stormwater retention. *Ecological Engineering*, 31, 225–231.

HARBOR, J. M. (1994). A practical method for estimating the impact of land-use change on surface runoff, groundwater recharge and wetland hydrology. *Journal of the American Planning Association*, 60, 95–108.

HATHAWAY, A. M., HUNT, W. F. et JENNINGS, G. D. (2008). A field study of green roof hydrologic and water quality performance. *Trans. ASABE*, 51, 37–44.

HOULE, J. J., ROSEEN, R. M., BALLESTERO, T. P., PULS, T. A. et SHERRARD JR, J. (2013). Comparison of maintenance cost, labor demands, and system performance for lid and conventional stormwater management. *Journal of Environmental Engineering*, 139, 932–938.

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

HSIEH, C.-H. et DAVIS, A. P. (2005b). Multiple-event study of bioretention for treatment of urban storm water runoff. *Water Science & Technology*, 51, 177–181.

HUNT, W., JARRETT, A., SMITH, J. et SHARKEY, L. (2006). Evaluating bioretention hydrology and nutrient removal at three field sites in north carolina. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 132, 600–608.

JIA, H., YAO, H., TANG, Y., SHAW, L. Y., ZHEN, J. X. et LU, Y. (2013). Development of a multi-criteria index ranking system for urban runoff best management practices (bmps) selection. *Environmental monitoring and assessment*, 1–19.

JOO, J., LEE, J., KIM, J. H., JUN, H. et JO, D. (2013). Inter-event time definition setting procedure for urban drainage systems. *Water*, 6, 45–58.

KHAN, U. T., VALEO, C., CHU, A. et VAN DUIN, B. (2012a). Bioretention cell efficacy in cold climates : Part 1 hydrologic performance. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 39, 1210–1221.

KHAN, U. T., VALEO, C., CHU, A. et VAN DUIN, B. (2012b). Bioretention cell efficacy in cold climates : Part 2 water quality performance. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 39, 1222–1233.

KIM, H., SEAGREN, E. A. et DAVIS, A. P. (2003). Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff. *Water Environment Research*, 355–367.

KIRBY, J. T., DURRANS, S. R., PITT, R. et JOHNSON, P. D. (2005). Hydraulic resistance in grass swales designed for small flow conveyance. *Journal of Hydraulic Engineering*, 131, 65–68.

KOTTEK, M., GRIESER, J., BECK, C., RUDOLF, B. et RUBEL, F. (2006). World map of the koppen-geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15, 259–264.

LIU, K. (2003). Engineering performance of rooftop gardens through field evaluation. *RCI 18th International Convention and Trade Show*. Tampa, Florida, 1–15.

LUCAS, W. C. et GREENWAY, M. (2011). Phosphorus retention by bioretention mesocosms using media formulated for phosphorus sorption : response to accelerated loads. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 137, 144–153.

MAILHOT, A., RIVARD, G., DUCHESNE, S. et VILLENEUVE, J. (2007). Impacts et adaptations liés aux changements climatiques (cc) en matière de drainage urbain au québec. *Rapport No R-874, Fonds d'action sur les changements climatiques (FACC), Ressources naturelles Canada et le Consortium OURANOS. INRS-ETE.*

MARTIN, C., RUPERD, Y. et LEGRET, M. (2007). Urban stormwater drainage management : The development of a multicriteria decision aid approach for best management practices. *European journal of operational research*, 181, 338–349.

MARTINELLI, I. (1999). *Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans un sol urbain. Vers une approche globale et pluridisciplinaire.* Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France).

MATÉ MARIN, A. (2013). *Sustainable stormwater management : development of a decision-making tool to help in best management practices selection. Case study in Laval (Canada).* Mémoire de maîtrise, Universitat Politècnica de València (Spain).

MDDEFP (2011). *Guide de gestion des eaux pluviales.* Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec.

MDDEFP (2013). Station laprairie, données de pluie brutes.

MENTENS, J., RAES, D. et HERMY, M. (2006). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century ? *Landscape and urban planning*, 77, 217–226.

MOSCRIP, A. L. et MONTGOMERY, D. R. (1997). Urbanization, flood frequency, and salmon abundance in puget lowland streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 33, 1289–1297.

MOURA, P. (2008). *Méthode d'évaluation des performances des systèmes d'infiltration des eaux de ruissellement en milieu urbain.* Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon (France).

MUTHANNA, T. M. (2007). *Bioretention as a sustainable stormwater management option in cold climates.* Thèse de doctorat, Norwegian University of Science and Technology.

MUTHANNA, T. M., VIKLANDER, M., GJESDAHL, N. et THOROLFSSON, S. T. (2007). Heavy metal removal in cold climate bioretention. *Water, Air, & Soil Pollution*, 183, 391–402.

MUTHANNA, T. M., VIKLANDER, M. et THOROLFSSON, S. (2008). Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. *Hydrological Processes*, 22, 1640–1649.

NARDINI, A., ANDRI, S. et CRASSO, M. (2012). Influence of substrate depth and vegetation type on temperature and water runoff mitigation by extensive green roofs : shrubs versus herbaceous plants. *Urban Ecosystems*, 15, 697–708.

NESTINGEN, R. S. (2007). *The comparison of infiltration devices and modification of the Philip-Dunne permeameter for the assessment of rain gardens.* Mémoire de maîtrise.

NOVOTNY, V. (1999). *Urban and highway snowmelt : minimizing the impact on receiving water.* Water Environment Research Foundation.

OBERTS, G. (1990). Design considerations for management of urban runoff in wintry conditions. *International Conference on Urban Hydrology Under Wintry Conditions.*

OBERTS, G., MARSALEK, J. et VIKLANDER, M. (2000). Review of water quality of winter operation of urban drainage. *Water Quality Research Journal of Canada*, 35, 781–808.

PANDIT, A. et HECK, H. H. (2009). Estimations of soil conservation service curve numbers for concrete and asphalt. *Journal of Hydrologic Engineering*, 14, 335–345.

PEYRÉ, G. (2011). The numerical tours of signal processing-advanced computational signal and image processing. *IEEE Computing in Science and Engineering*, 13, 94–97.

PHILIP, J. (1993). Approximate analysis of falling-head lined borehole permeameter. *Water resources research*, 29, 3763–3768.

POLYTECHNIQUE, M. (2005). Toiture des pavillons lassonde. `http://www.polymtl.ca/infochantiers/lassonde/batimentvert/site_durable/toitureverte.php`. Accessed : 2014-01-23.

PORSCHE, U. et KÖHLER, M. (2003). Life cycle costs of green roofs. *Proceedings from RIO3–World Climate & Energy Event*, 461–466.

RAMAKRISHNA, D. M. et VIRARAGHAVAN, T. (2005). Environmental impact of chemical deicers–a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 166, 49–63.

RANDALL, M. T. et BRADFORD, A. (2013). Bioretention gardens for improved nutrient removal. *Water Quality Research Journal of Canada*, 48.

REGALADO, C., RITTER, A., ÁLVAREZ-BENEDí, J. et MUNOZ-CARPENA, R. (2005). Simplified method to estimate the green–ampt wetting front suction and soil sorptivity with the philip–dunne falling-head permeameter. *Vadose Zone Journal*, 4, 291–299.

ROSEEN, R. M., BALLESTERO, T. P., HOULE, J. J., AVELLANEDA, P., BRIGGS, J., FOWLER, G. et WILDEY, R. (2009). Seasonal performance variations for storm-water management systems in cold climate conditions. *Journal of Environmental Engineering*, 135, 128–137.

ROWE, D. B. (2011). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution*, 159, 2100–2110.

ROY-POIRIER, A., CHAMPAGNE, P. et FILION, Y. (2010). Bioretention processes for phosphorus pollution control. *Environmental Reviews*, 18, 159–173.

SANTÉ CANADA (2010). Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées destinées à alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs. Rapport technique, Santé Canada.

SCILAB ENTERPRISES (2013). *Scilab : Le logiciel open source gratuit de calcul numérique, version 5.4.0.* Scilab Enterprises, Orsay, France.

SEIDL, M., GROMAIRE, M.-C., SAAD, M. et DE GOUVELLO, B. (2013). Effect of substrate depth and rain-event history on the pollutant abatement of green roofs. *Environmental Pollution*.

SPEAK, A., ROTHWELL, J., LINDLEY, S. et SMITH, C. (2013). Rainwater runoff retention on an aged intensive green roof. *Science of the Total Environment*, 461, 28–38.

TEEMUSK, A. et MANDER, Ü. (2007). Rainwater runoff quantity and quality performance from a greenroof : The effects of short-term events. *Ecological Engineering*, 30, 271–277.

UDFCD (2010). *Urban Storm Drainage Criteria Manual Volume 3, Best Management Practices*. Urban Drainage and Flood Control District, Colorado, water resources publications, llc édition.

USBR (1997). *Water Measurement Manual*. U.S. Department of the Interior Bureau of Reclamation, Denver, Colorado, a water resources technical publication édition.

USDA (1997). *Hydrology National Engineering Handbook*. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.

VALEO, C. et HO, C. (2004). Modelling urban snowmelt runoff. *Journal of Hydrology*, 299, 237–251.

VAN SETERS, T., ROCHA, L., SMITH, D. et MACMILLAN, G. (2009). Evaluation of green roofs for runoff retention, runoff quality, and leachability. *Water Quality Research Journal of Canada*, 44, 33–47.

VANWOERT, N. D., ROWE, D. B., ANDRESEN, J. A., RUGH, C. L., FERNANDEZ, R. T. et XIAO, L. (2005). Green roof stormwater retention : Effects of roof surface, slope and media depth. *Journal of environmental quality*, 34, 1036–1044.

WESTERLUND, C. et VIKLANDER, M. (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *Science of the Total environment*, 362, 143–156.

WUNDERGROUND (2014). Historical meteorology in St.-Hubert, QC. webpage.

ZHANG, L., SEAGREN, E. A., DAVIS, A. P. et KARNS, J. S. (2011). Long-term sustainability of escherichia coli removal in conventional bioretention media. *Journal of Environmental Engineering*, 137, 669–677.

ANNEXE A

PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL DE SUIVI QUALITATIF DU JARDIN DE PLUIE

On décrit ici étape par étape les actions réalisées pendant chaque prélèvement d'eau dans le jardin de pluie. Dans la mesure du possible, les échantillons ont été prélevés 2 à 3 jours après une pluie ou un réchauffement (pendant l'hiver) pour être certain que l'eau de pluie se soit bien infiltrée dans le substrat.

Étape 1 : feuille de prélèvement. On inscrit les renseignements nécessaires pour identifier correctement chaque échantillon d'eau sur la feuille de prélèvement fournie par le laboratoire d'analyse.

Étape 2 : étiquettes des bouteilles. Sur chaque bouteille d'échantillonnage se trouve déjà une étiquette munie d'un code barre qui indique le ou les types d'analyse qui seront menés sur l'échantillon (voir figure A.1). Il faut y ajouter le nom de l'échantillon comme proposé par Dugué (2010), exemple : RP-06-14-02-2013 indique que l'échantillon a été prélevé dans le regard d'échantillonnage RP-06 le 14 février 2013.

Figure A.1 Bouteilles d'échantillonnage pleines (prélèvement du 14 février 2013).

Étape 3 : photographies du jardin de pluie. On prend en photo le jardin de pluie sur différents points de vue. De plus, on prend en photo les sites d'échantillonnage : puisard et regard d'échantillonnage.

Étape 4 : ouvrir le regard d'échantillonnage RP-06 et relever le niveau d'eau.

Étape 5 : mélanger l'eau du regard en surface. On mélange l'eau contenue dans le

regard d'échantillonnage sur une profondeur de 50 cm environ afin de mélanger les polluants flottants. Il faut veiller à ne pas remettre en suspension les sédiments qui se sont accumulés au fond du regard.

Étape 6 : nettoyer le bécher de prélèvement avec un chiffon sec.

Étape 7 : remplir les bouteilles d'échantillonnage. On prélève l'eau dans le regard d'échantillonnage RP-06, et on remplit les bouteilles d'échantillonnage jusqu'à l'épaule.

Étape 8 : ouvrir le puisard d'échantillonnage Pu-02 et relever le niveau d'eau.

Étape 9 : mélanger l'eau du puisard en surface. On mélange l'eau contenue dans le puisard d'échantillonnage sur une profondeur de 50 cm environ afin de mélanger les polluants flottants.

Étape 10 : nettoyer le bécher de prélèvement avec un chiffon sec.

Étape 11 : remplir les bouteilles d'échantillonnage. On prélève l'eau dans le puisard d'échantillonnage P-02, et on remplit les bouteilles d'échantillonnage jusqu'à l'épaule, voir figure A.1.

Étape 12 : prélever l'eau du collecteur (mai 2013). On relève le niveau d'eau dans le collecteur. Puis, on agite l'eau contenue dans le collecteur pour mélanger les sédiments contenus dans la chaudière du collecteur. On remplit les bouteilles d'échantillonnage avec l'eau du collecteur tout en continuant d'agiter.

Étape 13 : prélever du substrat (début et fin du projet). Cette étape n'est réalisée qu'au début et à la fin du projet (voir tableau 3.2). On creuse à 20 cm de profondeur dans le substrat aux deux endroits indiqués sur la figure A.2. On remplit deux pots « Masson » pour chaque échantillon. On place une étiquette dans chaque pot pour permettre d'identifier les échantillons.

Étape 14 : vidange du jardin de pluie et du puisard PU-02. On ouvre la vanne 4 pour vider l'eau du jardin puis la vanne 5 pour vider l'eau du puisard. Il est bon de remuer le fond du puisard pour permettre d'évacuer les sédiments contenus au fond. On attend 30 à 45 minutes puis on referme la vanne 5. On attend encore 5 à 10 minutes puis on referme la vanne 4.

Étape 15 : remise en état du site. On referme le regard et le puisard. On vérifie que toutes les bouteilles d'échantillonnage soient présentes.

Étape 16 : dépôt des échantillons au laboratoire d'analyse. On apporte les échantillons en main propre au laboratoire si possible. En effet, certains tests comme le pH ne sont conformes que s'ils sont réalisés au maximum 24h après le prélèvement de l'échantillon. Dans le cas contraire, il faut faire appel à un transporteur et s'assurer que les échantillons soient collectés le jour même pour pouvoir être livrés le lendemain.

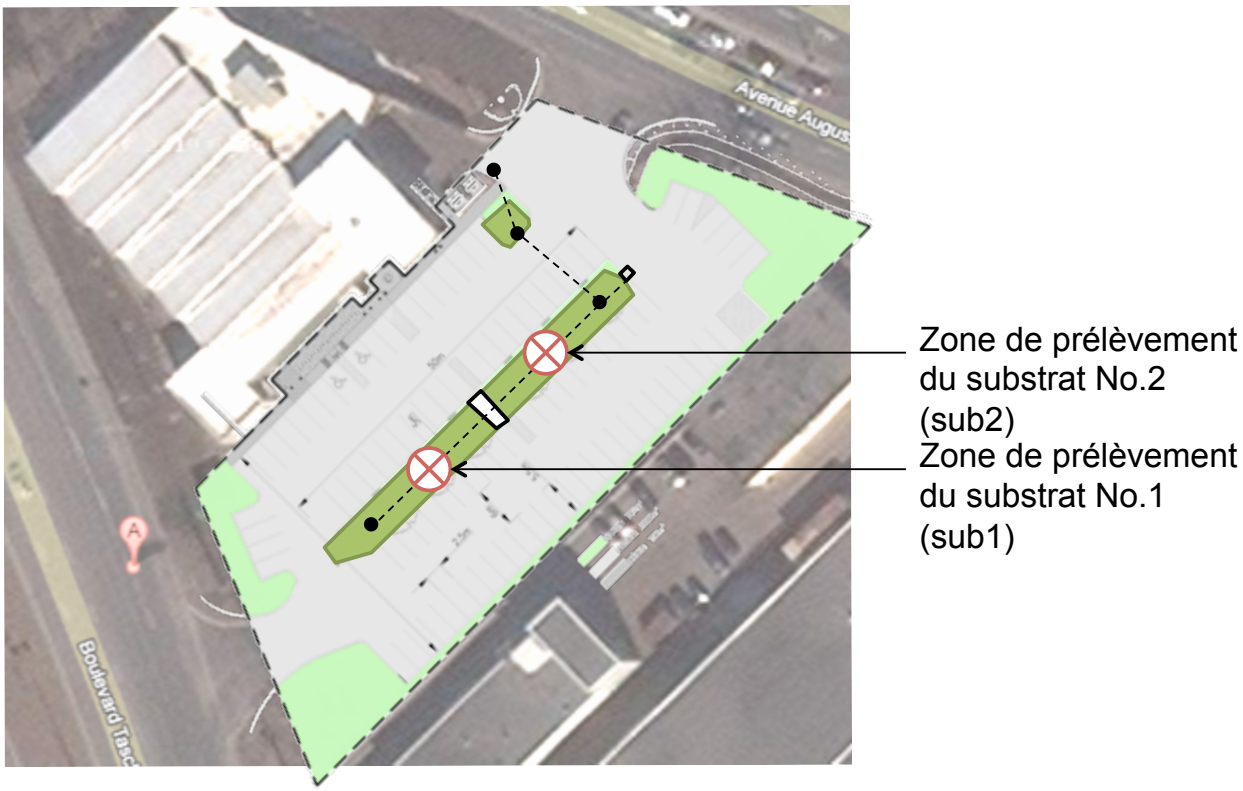

Figure A.2 Zones d'échantillonnage du substrat dans le jardin de pluie.

ANNEXE B

PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL DE LA MESURE DE CONDUCTIVITÉ HYDRAULIQUE

Matériel nécessaire

- une chaudière de 20 L
- un perméamètre de Philip-Dune modifié
- un chronomètre
- six sacs numérotés de type congélation avec zip
- un petit cylindre en inox de 100 mL environ (le volume doit être connu avec précision)
- deux petites plaques (acier ou plexiglas) de taille suffisante pour recouvrir le petit cylindre
- une petite pelle de type jardinage

Étapes du protocole

Étape 1 : préparer le matériel. On remplit la chaudière avec de l'eau à température ambiante. On enfonce le perméamètre jusqu'à la côte 0 cm dans le substrat du jardin de pluie.

Étape 2 : prélever des échantillons de substrat. On prélève trois échantillons de substrat à proximité de l'endroit où le perméamètre est installé. Pour cela, on creuse eu petit trou avec la pelle, puis on enfonce le petit cylindre entièrement. On place une des deux plaques au-dessus et la seconde en-dessous du cylindre. On conserve ainsi la compaction du sol. On retire l'excédent de substrat qui ne serait pas contenu dans le petit cylindre. Enfin, on place le contenu du cylindre dans un des sacs avec zip pour garder l'humidité du sol. On propose ici de prélever trois échantillons, mais dans si c'est possible **?** encourage à en prélever cinq.

Étape 3 : remplir le perméamètre. On verse l'eau de la chaudière dans le perméamètre le plus rapidement possible en évitant que l'eau ne déborde trop (remplissage optimal en moins de 5 secondes). Dès que le niveau d'eau à atteint le niveau maximal du perméamètre, on démarre le chronomètre.

Étape 4 : relever les temps de vidange. On note le temps de vidange pour chaque marque de 2 cm du perméamètre. Lorsque la vitesse d'infiltration est grande il arrive que l'on n'ait pas le temps de noter le temps pour la première marque, mais ce n'est pas important.

Étape 5 : prélever des échantillons de substrat. Dès que le perméamètre est vide, c'est-à-dire dès que le niveau d'eau a atteint la côte 0 cm, on retire l'instrument du sol. Puis, on prélève trois échantillons de sol à l'endroit même où était installé le perméamètre en suivant la procédure de l'étape 2.

Étape 6 : mesurer la masse de chaque échantillon humide. Une fois retourné au laboratoire, on mesure la masse de chaque échantillon humide en pesant vidant entièrement les sacs dans des assiettes allant au four.

Étape 7 : mettre les échantillons humides au four à 105° C pendant 24 heures.

Étape 8 : mesurer la masse des échantillons secs. On pèse chaque échantillon de sol sec. En soustrayant la masse humide et sèche de chaque échantillon on obtient ainsi la masse d'eau contenue dans le sol humide.

ANNEXE C

MÉTHODES D'ANALYSE DE L'EAU ET DU SUBSTRAT

Tableau C.1 Méthodes d'analyse pour les échantillons d'eau de surface.

Paramètre	**Méthode d'analyse**
pH	pH-mètre / MA. 100 - pH 1.0 / ILCE-015
Turbidité	Néphélométrie / MA. 103-TUR 1.0 / ILCE-018
DBO5	Incubation et électrométrie / APHA Std. Meth. 18e Ed. / ILCE-008
Métaux	Digestion acide et ICPMS / MA.200-Mét 1.1 / ILCE-069
Phosphore total	Digestion acide et ICPMS / MA.200-Mét 1.1 / ILCE-069
Conductivité	Conductivimètre, correction à 25° C / MA. 115-Cond 1.0 / ILCE-044
NTK	Digestion et colorimétrie par Aquakem 200 / Aquakem 200 / ILCE-005
MES	Gravimétrie / SM 2540 D / ILCE-012
Hydroc. pétrol.	Extraction à l'hexane et GC-FID / MA.400 - Hyd. 1.0 / ILCE-036
HAP	GCMS / MA.403 - HAP 4.1 / ILCE-061
DCO	Oxydation en vase clos et Aquakem 200 / APHA Std.Meth. / ILCE-010
Chlorure	Chromatographie ionique / MA.300-Ion 1.3 / ILCE-060
CFT	MA700 Fec.ec 1.0
E. coli	MA 700 col 1.0

Tableau C.2 Méthodes d'analyse pour les échantillons de substrat.

Paramètre	**Méthode d'analyse**
pH	pH-mètre / MA. 100 - pH 1.0 / ILCE-015
Métaux	Digestion solide organique et ICPMS / MA.200-Mét 1.1 / ILCE-069
Hydroc. pétrol.	Extraction à l'hexane et GC-FID / MA.410-Hyd.1.0 / ILCE-033
HAP	GCMS / MA.400 - HAP 1.1 / ILCE-061

ANNEXE D

CARACTÉRISTIQUES DES ÉVÈNEMENTS DE PLUIE ET RUISSELLEMENT PENDANT LA PÉRIODE D'ÉTUDE SUR LE JARDIN DE PLUIE

Tableau D.1 Caractéristiques des pluies estivales (comprises entre le 1er mai et le 31 octobre) dont la hauteur est supérieure à 2,5 mm (1re partie).

Année	Mois	Jour	Durée (h)	h (mm)	TSPE (jour)	H_{RP06} (mm)	V_{IN} (m^3)	V_{OUT} (m^3)	ΔV (%)
2013	5	11	10,0	12,1	1,9	ND	41,4	10,3	75,1
2013	5	15	2,0	3,8	2,2	ND	7,0	0,1	99,2
2013	5	19	13,6	6,8	4,0	636	16,0	1,7	89,4
2013	5	22	6,0	10,6	1,0	1043	36,2	21,0	42,1
2013	5	23	0,5	10,9	0,5	1054	37,2	40,4	-8,4
2013	5	24	56,0	36,0	0,5	996	128,9	61,2	52,5
2013	5	29	15,0	10,2	3,1	805	26,9	44,9	-66,9
2013	6	1	13,2	29,6	2,7	883	92,5	44,4	52,0
2013	6	6	17,0	9,9	4,3	ND	25,9	5,4	79,2
2013	6	7	7,2	8,5	0,5	ND	28,9	16,5	43,0
2013	6	10	25,5	32,1	0,6	ND	114,3	57,6	49,6
2013	6	16	6,0	11,7	4,5	ND	31,8	21,6	32,1
2013	6	22	13,0	6,2	4,8	ND	14,1	5,6	60,3
2013	6	23	24,0	3,8	0,7	ND	12,9	0,0	100,0
2013	6	24	1,0	3,7	0,5	ND	12,6	1,4	88,7
2013	6	24	1,0	3,7	0,7	ND	12,6	4,6	63,5
2013	6	28	10,0	20,4	3,4	ND	60,9	48,1	21,0
2013	7	8	24,0	2,5	2,0	966	3,5	0,0	100,0
2013	7	17	0,6	18,0	7,2	ND	40,2	11,1	72,3
2013	7	19	0,3	3,8	0,4	ND	12,9	0,0	100,0
2013	7	19	4,8	14,8	0,3	ND	51,0	41,6	18,5
2013	7	20	0,3	2,5	0,5	ND	8,5	4,1	51,2
2013	7	23	1,5	2,6	3,0	ND	3,8	3,7	0,9
2013	7	28	24,0	3,5	5,5	ND	2,4	0,0	100,0
2013	7	29	24,0	3,5	0,7	ND	11,9	0,3	97,4

Tableau D.2 Caractéristiques des pluies estivales (comprises entre le 1er mai et le 31 octobre) dont la hauteur est supérieure à 2,5 mm (2e partie).

Année	Mois	Jour	Durée (h)	h (mm)	TSPE (jour)	H_{RP06} (mm)	V_{IN} (m^3)	V_{OUT} (m^3)	ΔV (%)
2013	8	1	1,4	17,2	3,0	ND	50,1	9,7	80,7
2013	8	4	0,2	6,6	0,3	ND	22,4	0,0	100,0
2013	8	7	24,0	2,8	2,8	ND	4,3	0,0	100,0
2013	8	9	0,9	9,3	1,0	ND	31,7	13,6	56,9
2013	8	14	7,0	4,0	0,8	273	13,6	0,0	100,0
2013	8	22	9,7	13,3	5,8	401	26,1	1,3	95,0
2013	8	26	2,9	6,5	3,2	ND	15,0	1,5	89,8
2013	8	30	11,7	8,0	2,3	ND	19,8	2,7	86,3
2013	9	2	0,5	14,3	2,0	ND	40,4	4,2	89,5
2013	9	2	2,0	6,3	0,5	ND	21,4	9,0	58,1
2013	9	10	18,9	2,5	7,3	ND	1,2	0,0	100,0
2013	9	11	12,0	30,1	0,9	164	106,8	32,2	69,8
2013	9	13	13,3	4,7	1,3	863	16,0	0,0	100,0
2013	9	16	6,0	8,3	1,8	730	28,2	7,1	74,7
2013	9	21	13,0	21,0	5,6	ND	49,5	24,0	51,6
2013	10	6	3,0	4,0	14,2	ND	3,1	0,0	100,0
2013	10	7	4,3	18,3	0,8	ND	63,6	20,1	68,3
2013	10	16	9,0	11,2	1,3	320	38,3	0,0	100,0
2013	10	18	10,0	7,0	0,9	825	23,8	0,9	96,2
2013	10	20	3,0	4,3	1,5	770	14,6	0,5	96,3
2013	10	26	16,9	4,3	3,9	ND	8,4	0,0	100,0
2013	10	31	22,6	26,6	3,1	471	82,1	40,7	50,4

Tableau D.3 Caractéristiques des pluies hivernales (comprises entre le 1er novembre et le 30 avril) dont la hauteur est supérieure à 2,5 mm.

Année	Mois	Jour	Durée (h)	h (mm)	TSPE (jour)	H_{RP06} (mm)	V_{IN} (m^3)	V_{OUT} (m^3)	ΔV (%)
2012	12	2	6,0	8,5	4,1	ND	21,4	0,0	100,0
2012	12	10	11,0	18,9	0,5	447	65,7	16,9	74,3
2012	12	16	18,0	8,0	6,4	274	11,6	0,0	100,0
2012	12	18	14,0	15,3	0,6	343	52,8	17,3	67,2
2012	12	21	21,0	20,1	0,5	ND	70,1	0,0	100,0
2012	12	27	11,0	16,0	5,3	ND	34,1	0,0	100,0
2013	1	13	3,0	4,8	4,0	578	9,9	5,9	40,3
2013	1	19	3,0	3,6	5,3	304	2,5	0,0	100,0
2013	1	30	24,0	2,6	1,0	1023	8,8	13,9	-57,0
2013	1	31	7,0	13,1	0,5	1009	45,0	49,1	-9,1
2013	2	23	8,0	3,1	3,6	395	5,0	0,0	100,0
2013	2	27	7,0	13,9	3,1	ND	39,1	0,0	100,0
2013	3	12	4,0	6,9	0,6	1031	23,4	21,0	10,6
2013	3	12	4,0	6,1	0,4	1024	20,7	16,7	19,7
2013	3	19	20,3	13,2	6,3	652	25,8	0,0	100,0
2013	4	9	6,0	13,9	3,5	984	39,1	29,8	23,8
2013	4	12	10,0	10,6	3,2	996	28,2	9,8	65,4
2013	4	16	9,0	11,8	2,9	ND	32,2	31,1	3,2
2013	4	19	2,0	6,3	1,3	555	21,4	1,6	92,5
2013	4	24	3,2	2,6	4,2	851	3,8	1,1	71,1
2013	11	2	5,4	2,5	0,9	909	8,5	0,7	92,3
2013	11	6	12,1	9,8	4,4	634	25,6	7,0	72,7
2013	11	10	23,4	9,3	2,7	715	24,0	9,4	60,6
2013	11	11	6,2	3,3	0,6	180	11,2	0,0	100,0
2013	11	17	15,6	16,6	5,7	ND	35,9	10,4	71,1
2013	11	22	3,0	4,2	0,4	ND	14,3	0,4	97,0
2013	11	26	12,0	20,1	0,6	ND	70,1	19,8	71,7
2013	12	9	10,0	4,6	3,8	475	9,3	0,0	100,0
2013	12	15	3,0	2,5	5,2	211	1,2	0,0	100,0
2013	12	20	46,0	15,7	0,9	240	54,2	0,0	100,0
2014	1	5	13,0	22,4	10,4	ND	53,9	24,3	55,0
2014	1	11	15,9	10,0	4,8	579	26,3	24,8	5,7
2014	1	14	6,5	5,0	2,2	982	10,5	14,6	-39,8
2014	2	1	9,0	10,8	12,3	ND	19,0	0,0	100,0

ANNEXE E

PROTOCOLE POUR L'ÉVALUATION EXPÉRIMENTALE DE LA PERFORMANCE HYDRAULIQUE DU JARDIN DE PLUIE VIS-À-VIS DE SA PLUIE DE CONCEPTION

Introduction

La ville de Longueuil au Québec, comme toutes les villes du monde, est confrontée à la problématique de gestion des eaux pluviales et comment réussir une gestion durable. Depuis une décennie, des pratiques de gestion optimales (PGO) sont apparues pour diminuer les volumes d'eau dans les réseaux d'égout, diminuer les débits de pointe et améliorer la qualité de l'eau pluviale dans le réseau. C'est pour répondre à ces trois objectifs que le jardin de pluie du Mountain Equipment Coop de Longueuil a été conçu. Ce projet novateur au Québec est localisé sur une aire de stationnement. L'eau de pluie ruisselle et capte les polluants présents sur le stationnement et dans l'atmosphère, puis elle est stockée et filtrée par le jardin de pluie avant d'être renvoyée au système d'égout municipal. L'objectif du présent document est d'établir un protocole expérimental pour évaluer la performance hydraulique du jardin de pluie vis-à-vis des objectifs cités précédemment : diminuer le volume d'eau pluviale et diminuer le débit de pointe. L'expérience générale qui est décrite dans ce protocole est la simulation d'une précipitation à l'aide d'un camion-citerne.

Méthodologie

La partie 3 décrit succinctement les composantes du jardin de pluie de Longueuil. Le protocole vise à évaluer la ou les performances hydrauliques du jardin de pluie, c'est pourquoi la partie 4 définit clairement les objectifs que nous souhaitons atteindre avec cette expérience en terme de grandeurs physiques à mesurer pendant l'expérience. Puis, la partie 5 répertorie toutes les composantes limitatives dans l'expérience telle que la capacité maximale d'un camion-citerne. Ensuite, la partie 6 définit quel est le phénomène de pluie que l'on souhaite simuler (intensité, durée, fréquence). La partie 7 définit toute les étapes à réaliser le jour de l'expérience. Enfin, la partie 8 évalue le coût de cette expérience.

Objectifs de l'expérience

L'expérience décrite dans le présent protocole a pour but global d'évaluer la performance hydraulique au cours d'une pluie centenaire. Cette performance a plusieurs facettes et les multiples grandeurs que l'on souhaite mesurer pendant cette expérience sont répertoriées dans le tableau E.1.

On veut contrôler en particulier les points suivants :

Tableau E.1 Grandeurs à mesurer pendant l'expérience.

Grandeur à mesurer	Notation (unité)	Pas de temps
Débit d'eau entrant dans le jardin de pluie	Qe (m^3/s)	1 min
Débit rejeté à l'égout municipal (RP-05)	Qs1 (m^3/s)	1 min
Débit rejeté à l'égout municipal (RP-06)	Qs2 (m^3/s)	1 min
Niveau d'eau dans le jardin (1e moitié)	H1 (m)	5 minutes
Niveau d'eau dans le jardin (2e moitié)	H2 (m)	5 minutes
Niveau d'eau dans le regard RP-06	H_{RP06} (m)	1min
Vitesse d'infiltration (1e moitié)	K1 (m/s)	début et fin
Vitesse d'infiltration (2e moitié)	K2 (m/s)	début et fin
Temps de concentration dans le jardin	Tc (s)	1 fois

– débit rejeté au réseau municipal $Qs1 < 3{,}7$ L/s
– niveaux d'eau dans le jardin $H1$ et $H2 < 20{,}97$ m (voir figure E.1)

Aspects limitatifs

Météorologie

S'il pleut pendant la journée d'expérience, il faut prendre en compte l'apport supplémentaire de cette précipitation dans le volume total que reçoit le jardin de pluie. C'est pourquoi il est préférable de choisir une journée de beau temps. De plus, en temps de pluie on risquerait de surcharger inutilement le réseau d'eau pluviale municipal.

Niveau d'eau initial dans le regard d'échantillonnage RP-06

En fonctionnement normal, l'expérience depuis le début du printemps montre que l'eau atteint tout le temps le niveau de la surverse (+970mm env.) dans le regard d'échantillonnage RP-06. Si c'est le cas, cela signifie aussi que le niveau piézométrique dans le jardin est proche de cette cote (figure E.1). Par conséquent, le volume de rétention du jardin ne sera pas maximal. En effet, le jardin de pluie a été dimensionné en supposant que le jardin est sec initialement. Il est donc essentiel de se demander quel est le volume de rétention que nous souhaitons mesurer. Dans le cas où nous voulons évaluer le volume total de rétention (jardin sec), il faut alors prendre soin de vidanger le jardin la veille. Néanmoins, cette option est peu souhaitable car elle requiert une quantité très importante d'eau, et on verra que la capacité d'un camion citerne est limitée.

Capacité maximale d'un camion citerne

La capacité maximale d'un camion citerne varie entre 3 000 et 30 000 L, c'est-à-dire entre 3 et 30 m^3.

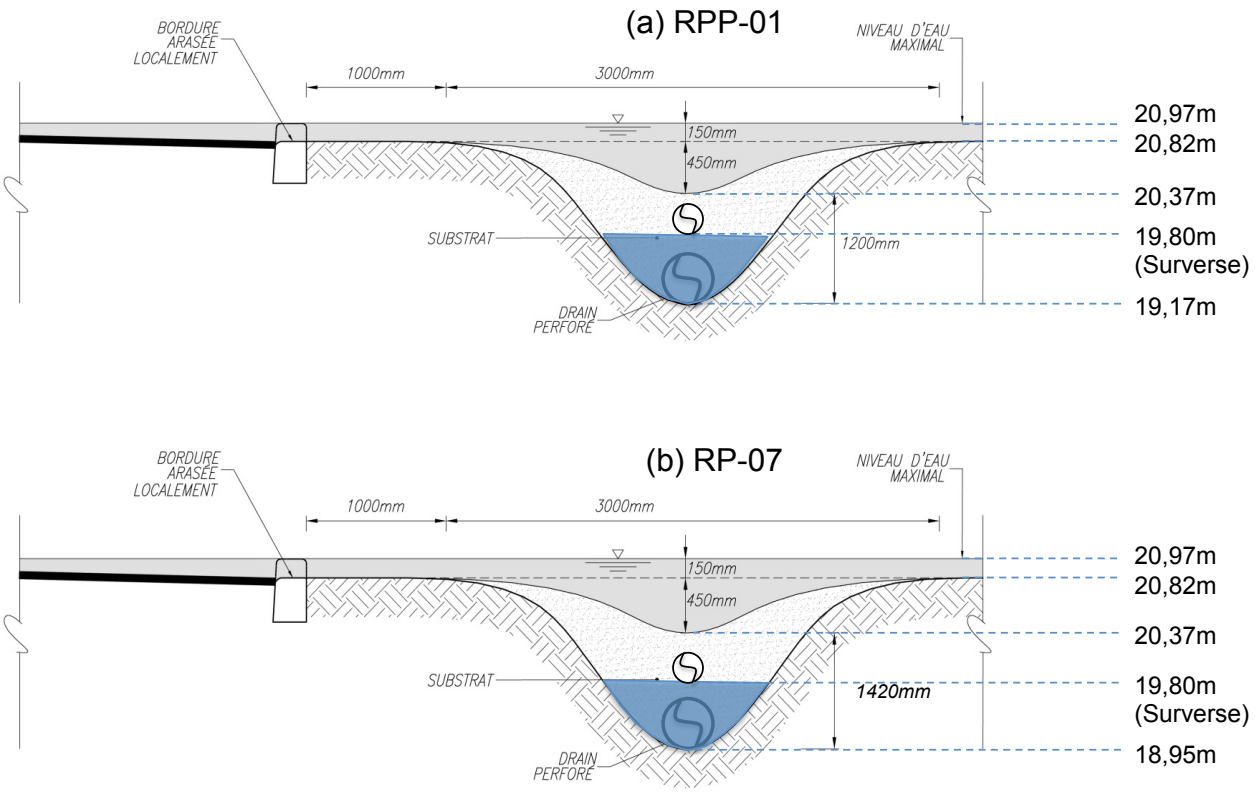

Figure E.1 Coupes transversales au niveau du regard RPP-01 (a), et du regard RP-07 (b). (adapté de Dugué (2010))

Disponibilité du stationnement

Pour pouvoir procéder à l'expérience sereinement, il est préférable de la menée en dehors des heures d'ouverture du magasin. En effet, l'inondation du jardin de pluie peut provoquer des désagréments auprès des clients et il est donc probable que la direction du MEC de Longueuil n'accepte pas la mise en œuvre de l'expérience.

Protocole pour préparer l'expérience

Choix de la pluie à simuler

D'après Dugué (2010), le jardin de pluie de Longueuil est dimensionné pour une pluie de récurrence 100 ans et d'une durée de 180 minutes correspondant à un volume ruisselé de V_{ruis}=194,1 m^3 et conduisant à un volume de rétention de V_{max}=154,2 m^3. Pour simuler cette pluie, une méthode efficace est d'utiliser la méthode des blocs alternatifs (Chow *et al.*, 1988). Cette méthode permet de simuler de façon réaliste la forme de l'hydrogramme, en tenant compte notamment du pic d'intensité tout en conservant le volume total précipité (figure E.2

et tableau E.2). Simuler une pluie dont le volume ruissellement est V_{ruis}=194,1 m^3 imposerait l'utilisation d'au moins sept camions citernes. Or, il est prévu d'en utilisé un seul, donc on ne va pas pouvoir simuler une telle pluie avec des camions citernes, il faudrait alors utiliser une borne fontaine.

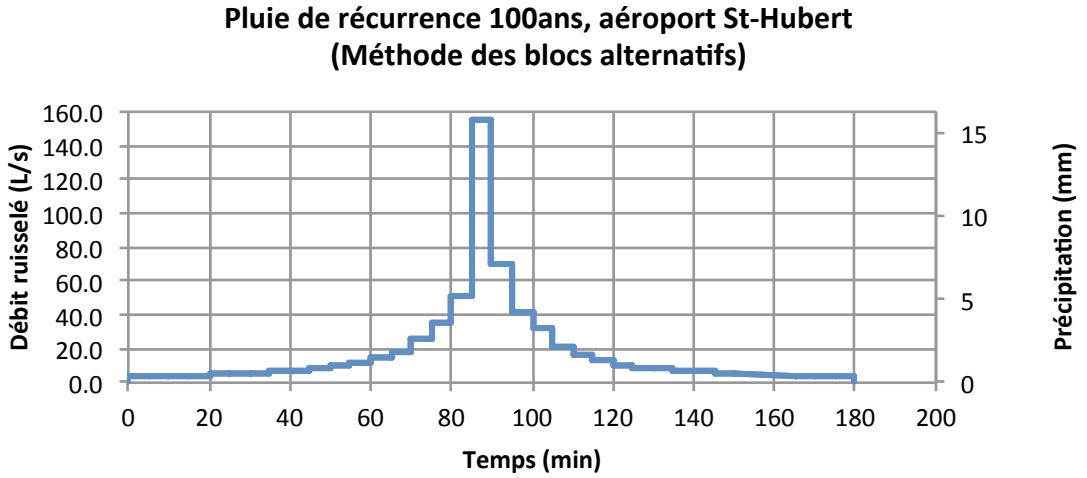

Figure E.2 Hydrogramme théorique d'une pluie centenaire, calculé par la méthode des blocs alternatifs avec un pas de temps Δt=5 min.

Choix de la date de l'expérience

En fonction des aspects limitatifs et de la disponibilité du personnel on fixe une date d'expérience.

Protocole opérationnel

Mise en eau du jardin de pluie

Pour évaluer la performance hydraulique du jardin de pluie, on utilise un camion citerne qui simule le ruissellement issu d'une précipitation. On branche des tuyaux de la citerne jusqu'aux différentes entrées du jardin de pluie (figure E.3). Pour simuler au mieux le ruissellement, il faut maximiser le nombre de tuyaux d'entrée, en mettant un tuyau par entrée. On appelle entrées du jardin de pluie, les zones où la bordure est arasée pour être au même niveau que le pavage. Il y a ainsi 12 entrées.

Tableau E.2 débit théorique pour une pluie centenaire à l'aéroport de St-Hubert, méthode des blocs alternatifs (Chow *et al.*, 1988).

Temps (min)	Précipitation (mm)	Débit ruisselé (L/s)	Temps (min)	Précipitation (mm)	Débit ruisselé (L/s)
0-5	0,37	3,7	90-95	7,15	70,5
5-10	0,40	3,9	95-100	4,21	41,5
10-15	0,43	4,2	100-105	3,21	31,6
15-20	0,46	4,6	105-110	2,17	21,4
20-25	0,51	5,0	110-115	1,66	16,4
25-30	0,55	5,5	115-120	1,34	13,2
30-35	0,61	6,0	120-125	1,11	10,9
35-40	0,68	6,7	125-130	0,94	9,3
40-45	0,77	7,6	130-135	0,82	8,1
45-50	0,88	8,6	135-140	0,72	7,1
50-55	1,02	10,1	140-145	0,64	6,3
55-60	1,21	12,0	145-150	0,58	5,7
60-65	1,48	14,6	150-155	0,53	5,2
65-70	1,89	18,6	155-160	0,48	4,8
70-75	2,64	26,0	160-165	0,45	4,4
75-80	3,62	35,6	165-170	0,41	4,1
80-85	5,17	51,0	170-175	0,39	3,8
85-90	15,79	155,6	175-180	0,36	3,6
			Total	65,67 mm	194,15 m^3

Étapes de l'expérience

Étape 1 : installation des appareils de mesure Les deux débitmètres sont déjà sur place. Installer un limnimètre dans chacune des deux portions du jardin de pluie. Les limnimètre doivent être gradués au millimètre sur une hauteur minimale de 600mm. Un chronomètre doit être utilisé.

Étape 2 : vérification des appareils de mesure On vérifie l'état de la mémoire et de la batterie des deux débitmètres. On place les boîtes des débitmètres en hauteur de sorte qu'elles ne soient pas immergées. On vérifie que les limnimètres sont verticaux et que l'on contrôle le niveau de l'origine.

Étape 3 : installation des tuyaux On déroule les tuyaux d'alimentation en eau. On les place au niveau des bordures arasées.

Étape 4 : photographies de l'état de base On photographie le jardin de pluie à chaque extrémité et dans son milieu. De plus, on prend en photo le système expérimental, ainsi que

Figure E.3 Photo retouchée pour montrer la simulation de la mise en eau du jardin de pluie.

chaque limnimètre.

Étape 5 : Mesures de l'état de base On relève le niveau d'eau par chaque sonde débitmétrique. On mesure la conductivité hydraulique dans chaque moitié du jardin avec le protocole de l'annexe B.

Étape 6 : Mise en eau au débit voulu On suit l'hydrogramme de la partie E. On lance le chronomètre dès l'ouverture des vannes de la citerne.

Étape 7 : mesure du niveau d'eau dans le jardin Toutes les 5 minutes, on relève manuellement le niveau d'eau sur les deux limnimètres.

Étape 8 : Fin de la mise en eau On continue à mesurer tant que l'on perçoit un écoulement dans le regard d'échantillonnage.

Étape 9 : photographies de l'état final Idem étape photographie état de base.

Étape 10 : mesure de l'état final Idem étape mesure de l'état de base.

Étape 11 : remise en état du site On enlève tout le matériel (limnimètres, tuyaux, citerne, etc.).

Coût de l'expérience

Le coût dépend grandement du prix de l'eau et de la location de la borne fontaine.