



Titre: Caractérisation de l'impact de cellules de biorétention sur la qualité et la quantité des eaux pluviales à Trois-Rivières, Québec

Auteur: Ons Bouattour

Date: 2021

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Bouattour, O. (2021). Caractérisation de l'impact de cellules de biorétention sur la qualité et la quantité des eaux pluviales à Trois-Rivières, Québec [Master's thesis, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/9184/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/9184/>

Directeurs de recherche: Françoise Bichai, & Sarah Dorner

Programme: Génie civil

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Caractérisation de l'impact de cellules de biorétention sur la qualité et la
quantité des eaux pluviales à Trois-Rivières, Québec**

ONS BOUATTOUT

Département des génies civil, géologiques et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie Civil

Août 2021

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé:

**Caractérisation de l'impact de cellules de biorétention sur la qualité et la
quantité des eaux pluviales à Trois-Rivières, Québec**

Présenté par **Ons BOUATTOUR**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Elmira HASSANZADEH, présidente

Françoise BICHAI, membre et directrice de recherche

Sarah DORNER, membre et codirectrice de recherche

Sophie DUCHESNE, membre externe

DÉDICACE

À ma petite famille chérie et à mon bienaimé.

REMERCIEMENTS

En premier lieu, j'adresse mes remerciements à ma directrice de recherche, Françoise Bichai, qui m'a donné l'opportunité de travailler sur ce projet et qui m'a bien accueilli au sein de son équipe de recherche. Je la remercie infiniment pour la confiance qu'elle m'a accordée au cours de ces années, pour sa compréhension et son encadrement.

Je tiens aussi à remercier ma codirectrice de recherche, Sarah Dorner, pour son aide, son expertise et sa disponibilité durant mon projet.

Je remercie particulièrement ma collaboratrice, Emma, qui m'a donné la force pour continuer pendant les moments de faiblesse. Ce fut un réel plaisir de travailler avec elle. Je remercie également Sandrine pour son aide précieuse et pour m'avoir accordé de son temps pour la relecture de mon mémoire.

Je tiens également à remercier ma petite famille, mes parents, mes sœurs et mon frère pour leur amour inconditionnel, leur soutien et leur confiance.

Finalement je remercie du fond de mon cœur mon fiancé, Azzouz, qui a cru en moi et qui a été toujours là pour moi. Il m'a fourni un support constant et un soutien moral. Sans lui, ce projet de maîtrise n'aurait sûrement pas été le même.

RÉSUMÉ

L'urbanisation et les changements climatiques ont tendance à accentuer les débordements d'égouts unitaires. Ces débordements ou surverses peuvent entraîner une diminution de la qualité des eaux de surface et une dégradation de l'environnement. Pour cela, la gestion des eaux pluviales en milieu urbain est devenue une nécessité. Des cellules de biorétention (CBR) en tant que pratique de gestion optimale (PGO) ont été installées sur la rue Saint-Maurice à Trois-Rivières, Québec. L'objectif principal de ce projet est de caractériser l'impact de la mise en place de ces cellules sur la qualité et la quantité des eaux pluviales en milieu urbain. Pour ce faire, la méthodologie adoptée se divise en deux parties. La première phase est de réaliser des campagnes d'échantillonnage en temps sec, en temps de précipitations et en période de fonte des neiges à une échelle réelle sur le terrain, en plus d'effectuer les analyses de qualité nécessaires au laboratoire. La deuxième phase consiste à utiliser le modèle hydraulique SWMM pour la modélisation des CBR en utilisant les données pluviométriques et les données de débits réelles afin d'évaluer leur performance en termes de réduction des volumes de ruissellement et des débits de pointe.

Des campagnes d'échantillonnage pour le suivi expérimental ont eu lieu en 2019, 2020 et 2021. Les résultats ont permis de conclure que les CBR sont généralement efficaces en termes de rétention des débits et des polluants. Elles sont capables de réduire le débit de pointe de 74.2%, le phosphore de 47.6% à 93.5% et les métaux de 8.5% à 94.7%. Cependant, une production d'azote et de carbones organiques a été observée dans la plupart des essais.

Une calibration et un ajustement du modèle ont été réalisés en comparant le débit simulé au débit observé. Pour la modélisation des CBR, des simulations de quatre événements pluvieux différents ont été réalisées. Les résultats obtenus ont montré que généralement les CBR sont moins efficaces pour les événements courts et intenses. Cependant, de bons pourcentages de réduction ont été observés. En effet, les débits de pointes ont été réduits de 30% à 43.5 %, tandis que les volumes de ruissellement ont été réduits de 30% à 39%.

ABSTRACT

Urbanization and climate change tend to increase combined sewer overflows. These overflows can lead to surface water contamination and environmental quality degradation. Therefore, the stormwater management in urban areas has become a necessity. Bioretention cells as storm water controls have been implemented on Saint-Maurice Street in Trois-Rivières, Quebec. The main objective of this study is to characterize the impact of these cells on the stormwater quality and quantity in urban areas. For this purpose, the methodology used was divided into two parts. The first was to proceed with sampling and analysis in dry weather, in wet weather and in periods of snowmelt at the field scale. The second part was to use the Storm Water Management Model (SWMM) for modeling bioretention cells using real rainfall and flow data, to assess their performance in terms of reducing runoff volumes and peak flows.

Field sampling for experimental monitoring took place in 2019, 2020 and 2021. The results concluded that bioretention cells are overall efficient in terms of flow and pollutant retention. They are able to reduce peak flow by 74.2%, phosphorus from 47.6% to 93.5% and metals from 8.5% to 94.7%. However, the release of nitrogen and organic carbon was observed in most of the tests.

A calibration and an adjustment of the model were conducted by comparing the simulated flow to the observed flow. For bioretention cells modeling, simulations of four different rain events were conducted. The results obtained showed that bioretention cells are generally less efficient for short and intense events. However, good reduction percentages have been observed. Indeed, peak flows were reduced from 30% to 43.5%, while runoff volumes were reduced from 30% to 39%.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VI
TABLE DES MATIÈRES	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	X
LISTE DES FIGURES.....	XII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Structure du mémoire	2
CHAPITRE 2 PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS DE LA RECHERCHE	3
2.1 Problématique des surverses et de contamination des eaux pluviales	3
2.1.1 Infrastructures traditionnelles de gestion des eaux pluviales	3
2.1.2 Pressions sur les systèmes de gestion des eaux pluviales	5
2.1.3 Pollution causée par les eaux de ruissellement contaminées et impacts sur les milieux récepteurs	8
2.1.4 Solutions pour mitiger l'impacts de la contamination des eaux de ruissellement et des surverses	14
2.2 Les pratiques de gestion optimales des eaux pluviales et les infrastructures vertes	14
2.2.1 Définitions.....	15
2.2.2 Objectifs des PGO	15
2.2.3 Différents types de PGO	16
2.3 Les cellules de biorétention.....	18

2.3.1	Définitions.....	18
2.3.2	Objectifs et limites des CBR.....	20
2.3.3	Efficacité des CBR.....	21
2.4	Modélisation des PGO.....	30
2.4.1	Différents modèles hydrologiques pour la gestion des eaux pluviales.....	30
2.4.2	Description du modèle SWMM.....	31
2.5	Objectifs de la recherche.....	32
CHAPITRE 3 SUIVI DE LA PERFORMANCE DES CELLULES DE BIORÉTENTIONS SUR LA RUE ST-MAURICE À TROIS-RIVIÈRES : COLLECTE DE DONNÉES DE TERRAIN ET ANALYSES EN LABORATOIRE.....		34
3.1	Zone d'étude.....	34
3.2	Échantillonnage.....	35
3.2.1	Planification des campagnes d'échantillonnage.....	35
3.2.2	Méthodes d'échantillonnage.....	39
3.2.3	Autres mesures sur le terrain et amélioration durant le projet.....	41
3.3	Laboratoire.....	46
3.3.1	Préparation de l'échantillonnage.....	46
3.3.2	Analyses effectuées.....	47
CHAPITRE 4 MODÉLISATION SUR SWMM.....		51
4.1	Secteur étudié.....	51
4.2	Données d'entrées utilisées.....	55
4.2.1	Données pluviométriques.....	55
4.2.2	Données de débitmètres.....	56
4.2.3	Données géospatiales.....	57
4.3	Calibration et ajustement du modèle.....	58

4.3.1	Choix d'événements.....	58
4.3.2	Modification des paramètres généraux du modèle.....	59
4.3.3	Modélisation des CBR avec SWMM.....	60
4.3.4	Vérification de la justesse de la calibration.....	64
4.4	Simulations effectuées.....	65
4.4.1	Modélisation avec un système de drainage entier.....	65
4.4.2	Modélisation avec un système local : rue Saint Maurice.....	65
CHAPITRE 5 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....		66
5.1	Présentation des résultats expérimentaux.....	66
5.1.1	Résultats des campagnes d'échantillonnages de 2019.....	66
5.1.2	Résultats des campagnes d'échantillonnages de 2020 et 2021.....	75
5.1.3	Interprétation générale des résultats et discussion.....	84
5.2	Résultats de la modélisation sur SWMM.....	86
5.2.1	Résultats de calibration et d'ajustement du modèle.....	86
5.2.2	Analyse des simulations avec le système de drainage entier.....	89
5.2.3	Analyse des simulations avec le système local.....	92
5.2.4	Interprétation et discussion.....	95
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....		97
6.1	Conclusion.....	97
6.2	Limites.....	97
6.3	Recommandations.....	98
BIBLIOGRAPHIE.....		99

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Objectifs de différents types de PGO (Kuller et al., 2017)	17
Tableau 2.1: Objectifs de différents types de PGO (Kuller et al., 2017)(Suite)	18
Tableau 2.2: Tableau récapitulatif des pourcentages d'enlèvement de certains métaux par les CBR	22
Tableau 2.3: Tableau récapitulatif des pourcentages de réduction ou de production des nutriments par les CBR	24
Tableau 2.4: Tableau récapitulatif des pourcentages d'enlèvement de microorganismes pathogènes par les CBR	26
Tableau 3.1: Caractéristiques des puisards d'entrée et de sortie	39
Tableau 3.2: Bilan de tous les échantillonnages effectués	39
Tableau 3.3: Données de calibration du déversoir en V	42
Tableau 3.4: Appareils utilisés sur le terrain pour mesurer certains paramètres.....	45
Tableau 3.5: Paramètres à analyser selon le point de prélèvement.....	47
Tableau 3.6: Information concernant l'entreposage et l'analyse des échantillons.....	49
Tableau 4.1: Caractéristiques des événements pluvieux choisis.....	58
Tableau 4.2: Pourcentages d'imperméabilité modifiés des sous-bassins entre 2016 et 2020	59
Tableau 4.2: Pourcentages d'imperméabilité modifiés des sous-bassins entre 2016 et 2020 (Suite)	60
Tableau 4.3: Choix des paramètres des LID	62
Tableau 4.3: Choix des paramètres des LID (Suite)	63
Tableau 5.1: Concentrations en matière organique COT et COD dans les CBR en temps de pluie	67
Tableau 5.2: Concentrations en nutriments (azote et phosphore) en temps de pluie	68
Tableau 5.3: Concentrations en métaux en temps de pluie	69

Tableau 5.4: Concentration de la matière organique en temps sec	70
Tableau 5.4: Concentration de la matière organique en temps sec (Suite)	71
Tableau 5.5: Concentrations en nutriments en temps sec	71
Tableau 5.5: Concentrations en nutriments en temps sec (Suite)	72
Tableau 5.6: Concentration des métaux en temps sec	73
Tableau 5.7: Concentrations moyennes de métaux	74
Tableau 5.8: Comparaison des concentrations en <i>E. coli</i> par temps humide et par temps sec à l'été 2019	74
Tableau 5.9: Pourcentage d'augmentation de la concentration de matières organiques dans la CBR 4	76
Tableau 5.10: Pourcentages de réduction et de production des nutriments dans la CBR 4	77
Tableau 5.11: Pourcentage de réduction de la concentration de certains métaux	78
Tableau 5.12: Valeurs du NRMSE calculées pour chaque événement	89
Tableau 5.13: Pourcentages de réduction du volume de ruissellement en utilisant les CBR pour les quatre événements	92
Tableau 5.14: Pourcentage de réduction suite à la mise en place des CBR dans le système local	94

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1: La Rue Saint-Maurice, Trois-Rivières (Google Earth Pro)	34
Figure 3.2: Emplacement des CBR sur la rue St-Maurice (Comité de suivi, 2019)	35
Figure 3.3: Plan des CBR (Miro, 2019)	36
Figure 3.4: Coupe type de la CBR (Ouranos, 2018)	37
Figure 3.5: Coupe réelle d'une CBR installée sur la rue St-Maurice, Trois-Rivières (Ville de Trois-Rivières)	37
Figure 3.6: Images du puisard d'entrée de la CBR (2019).....	38
Figure 3.7: images du puisard de sortie de la CBR (2019)	38
Figure 3.8: Plan de conception du déversoir en V	43
Figure 3.9: Déversoir de sortie.....	43
Figure 3.10: Échantillonneur automatique (Source : Teledyne ISCO, 2009)	45
Figure 4.1: Localisation du secteur étudié (Stantec, 2016)	51
Figure 4.2: Réseau d'égout sur le secteur étudié	52
Figure 4.3: Catégories d'utilisation du sol du secteur étudié (Source : La Ville de Trois-Rivières)	53
Figure 4.4: Secteur étudié sur le modèle SWMM (Source : La Ville de Trois-Rivières).....	54
Figure 4.5: Système local sur SWMM	55
Figure 4.6: Emplacement des pluviomètres (La ville de Trois-Rivières)	56
Figure 4.7: Positionnement des débitmètres de Polytechnique Montréal	57
Figure 4.8: Paramètres des CBR dans les sous-bassins tels qu'entrés dans SWMM.....	64
Figure 5.1: Précipitation horaire durant l'événement du 11-07-2019.....	66
Figure 5.2: Précipitation horaire durant l'événement du 02-09-2020	75
Figure 5.3: Concentrations en matière organique à l'entrée et à la sortie de la CBR 4	76
Figure 5.4: Concentrations des nutriments à l'entrée et à la sortie de la CBR 4.....	77

Figure 5.5: Réduction des concentrations en métaux dans la CBR	78
Figure 5.6: Évolution horaire des précipitations, du débit entrant et du débit sortant pendant l'événement	79
Figure 5.7: Évolution du COD et COT à l'entrée et à la sortie de la CBR 4	80
Figure 5.8: Évolution de l'azote entrant et sortant dans la CBR 4	81
Figure 5.9: Évolution du phosphore entrant et sortant dans la CBR 4.....	82
Figure 5.10: Évolution des charges entrantes et sortantes du fer, manganèse, zinc, cuivre, plomb et nickel dans la CBR 4.....	84
Figure 5.11: Comparaison entre le débit simulé et le débit observé pour l'événement du 19 juillet 2020	86
Figure 5.12: Comparaison entre le débit simulé et le débit observé pour l'événement du 27 juillet 2020	87
Figure 5.13: Comparaison entre le débit simulé et le débit observé pour l'événement du 04 août 2020	87
Figure 5.14: Comparaison entre le débit simulé et le débit observé pour l'événement du 11 août 2020	88
Figure 5.15: Comparaison entre le débit simulé avec et sans CBR pour le 19-07-2020	90
Figure 5.16: Comparaison entre le débit simulé avec et sans CBR pour le 27-07-2020	90
Figure 5.17: Comparaison entre le débit simulé avec et sans CBR pour le 04-08-2020	91
Figure 5.18: Comparaison entre le débit simulé avec et sans CBR pour le 11-08-2020	91
Figure 5.19: Comparaison entre le débit de ruissellement simulé avec et sans CBR pour le 19-07-2020 (système local).....	92
Figure 5.20: Comparaison entre le débit de ruissellement simulé avec et sans CBR pour le 27-07-2020 (système local).....	93
Figure 5.21: Comparaison entre le débit de ruissellement simulé avec et sans CBR pour le 04-08-2020 (système local).....	93

Figure 5.22: Comparaison entre le débit de ruissellement simulé avec et sans CBR pour le 11-08-2020 (système local).....	94
--	----

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

CBR	Cellule de biorétention
Cd	Cadmium
COD	Carbone Organique Dissous
COT	Carbone Organique Total
CSO	Combined Sewer Overflow
CT	Coliformes Totaux
Cu	Cuivre
DFI	Développement à Faible Impact
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
Fe	Fer
LID	Low Impact Development
MDDELCC	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques
MES	Matières En Suspension
Mn	Manganèse
NH_4^+	Ion ammonium
Ni	Nickel
NRMSE	Normalized Root Mean Square Error
NO_3^-	Nitrate
NT	Azote total
Pb	Plomb
PGO	Pratique de Gestion Optimale

PO ₄	Phosphate
PT	Phosphore total
SWMM	Storm Water Management Model
UFC	Unité Formatrice de Colonie
Zn	Zinc

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

L'urbanisation et les changements climatiques sont deux grands problèmes qui se présentent depuis les dernières décennies. L'urbanisation tend à modifier les sols perméables par des surfaces imperméables et contribue ainsi à une modification du cycle naturel de l'eau. Les changements climatiques résultent en des modifications de températures et de régimes de précipitations.

Ces deux phénomènes vont accentuer les problèmes, tels que l'augmentation des volumes et des débits de pointe des eaux de ruissellement urbaines. Cela peut produire des inondations et des débordements d'égouts qui résultent en une détérioration de la qualité de l'eau. En effet, les eaux de surface sont moins protégées et très vulnérables aux polluants anthropiques, microbiologiques et chimiques accumulés sur les surfaces imperméabilisées.

Dans un tel contexte, il devient important d'agir en conséquence par rapport à l'urbanisation et aux changements climatiques afin d'atténuer leurs effets à la fois qualitatifs et quantitatifs sur l'eau. Les pratiques de gestion optimales (PGO) des eaux pluviales sont au cœur de modèles émergents de gestion intégrée des eaux urbaines afin d'améliorer la gestion des eaux de ruissellement en milieu urbain. Les cellules de biorétention (CBR), soit l'une de ces pratiques et faisant l'objet de cette étude, s'intègrent facilement en milieu densément urbanisé et permettent le traitement (infiltration, filtration, adsorption, etc.) des eaux pluviales. Elles sont également promues pour leurs nombreux bénéfices socio-environnementaux potentiels.

L'utilisation de CBR pour protéger les sources d'eau potable nécessite une étude détaillée afin de déterminer leur efficacité pour la réduction des volumes d'eau et des concentrations maximales de contaminants déversés dans les cours d'eau à partir des égouts pluviaux ou lors de débordements d'égouts unitaires (ou surverses) associés à des événements de précipitations ou de fonte des neiges. Pour une bonne performance des CBR, elles doivent atteindre les critères pour la qualité de l'eau de surface (MELCC, 2021).

Pour répondre aux objectifs de ce projet de recherche, des campagnes d'échantillonnage sur le terrain ont été effectuées et analysées et un modèle hydrologique a été mis en place pour l'évaluation de la performance des cellules.

1.2 Structure du mémoire

Le deuxième chapitre de ce mémoire présente une revue de littérature sur les problèmes liés à l'urbanisation et aux changements climatiques, leurs impacts sur le milieu récepteur et les pratiques de gestion optimales des eaux pluviales, particulièrement les CBR, pour les atténuer. Ensuite, le troisième chapitre présente la méthodologie utilisée pour le suivi de la performance des CBR sur la rue St-Maurice à Trois-Rivières, introduisant la collecte de données sur le terrain et les analyses en laboratoire. Le quatrième chapitre fait une présentation du modèle étudié ainsi que de la calibration de celui-ci. Les résultats obtenus à partir des échantillonnages sur le terrain et de la modélisation sont présentés dans le cinquième chapitre en plus d'une discussion générale. Finalement, le sixième chapitre permet de conclure et de présenter les limites et les recommandations.

CHAPITRE 2 PROBLÉMATIQUE ET OBJECTIFS DE LA RECHERCHE

Le deuxième chapitre définit la problématique des surverses et de contamination dans les eaux pluviales et décrit les différents facteurs qui causent les débordements ainsi que les origines de la contamination et leurs impacts sur les milieux récepteurs. Par la suite, une revue de littérature sur les pratiques de gestion optimales (PGO) des eaux pluviales est présentée. Particulièrement, nous nous intéresserons à la performance des CBR sur l'aspect qualitatif et quantitatif des eaux. Pour cela, une synthèse sur l'efficacité des CBR pour l'enlèvement des contaminants et la réduction des débits et des volumes de ruissellement est présentée. Enfin, les objectifs de ce mémoire sont définis.

2.1 Problématique des surverses et de contamination des eaux pluviales

2.1.1 Infrastructures traditionnelles de gestion des eaux pluviales

Il existe trois principaux types de réseaux d'égout en milieu urbain :

- Le réseau d'égout séparatif transporte les eaux de ruissellement et les eaux sanitaires séparément dans deux conduites différentes. Les eaux usées industrielles et municipales sont dirigées vers les stations de traitement alors que les eaux de ruissellement sont dirigées vers le milieu récepteur après un traitement physique (décantation)(Petrie, 2021).
- Le réseau d'égout pseudo-séparatif transporte une partie des eaux de ruissellement, telles que celles en provenance des toits, et les eaux usées domestiques dans une même conduite et transporte le reste des eaux de ruissellement en provenance de la voirie dans une autre conduite séparée (Autixier, 2012).
- Le réseau d'égout unitaire, appelé aussi réseau combiné, transporte les eaux usées sanitaires et l'ensemble des eaux de ruissellement dans une même conduite et les achemine jusqu'à la station de traitement (Autixier, 2012; Petrie, 2021).

Le système d'égout unitaire est un système très ancien qui a été introduit autour des années 1855 (Chen et al., 2019). Aux États-Unis, c'est le premier système d'égout à avoir été construit (Chen et al., 2019; Field et al., 2003). Ce type de réseau était très utilisé traditionnellement parce que son

coût est plus faible (Madoux-Humery, 2015), mais il n'est plus construit depuis plusieurs années dans plusieurs pays, dont le Canada (CCME, 2009).

En temps sec, ces systèmes unitaires sont capables de traiter les débits générés et transportent toutes les eaux usées vers la station de traitement (Chen et al., 2019; Petrie, 2021). Cependant, il arrive fréquemment qu'ils soient incapables de gérer les forts débits générés durant les périodes de pluie intense, d'orage ou des fontes des neiges (Botturi et al., 2020; Madoux-Humery, 2015; Petrie, 2021). Dans ce cas, ces débits excédentaires sont dirigés directement sans aucun traitement vers le milieu naturel (rivière, lac) par le mécanisme de sécurité intégré appelé ouvrage de surverse : on parle alors de débordements d'égouts unitaires (Autixier, 2012; Botturi et al., 2020; Chen et al., 2019). Un tel mécanisme est indispensable pour protéger les propriétés et les rues contre les inondations possibles (Botturi et al., 2020; Petrie, 2021). En absence d'ouvrage de débordement d'égout unitaire, des dommages aux conduites du réseau ainsi qu'aux composants mécaniques et électriques peuvent survenir (Petrie, 2021) et l'excès d'eau usée peut se retrouver dans les sous-sols et les rues (Chen et al., 2019).

Les surverses ou débordements d'égouts unitaires, connus aussi sous le terme anglais « combined sewer overflow (CSO) » sont constitués d'un mélange d'eaux de ruissellement et d'eaux usées domestiques, commerciales et industrielles qui contiennent des niveaux élevés de plusieurs polluants pouvant dépasser les normes de qualité de l'eau du milieu récepteur (Autixier et al., 2014; Field et al., 2003).

Le débordement d'égout unitaire est une arme à double tranchant. D'un côté, elle paraît essentielle pour la sécurité des gens et des installations, mais d'un autre côté, elle est la cause de plusieurs problèmes sanitaires et environnementaux. En effet, lors d'événements de débordement d'égout, des contaminants sont rejetés directement dans le milieu aquatique, sans traitement (Field et al., 2003). Ces rejets peuvent sévèrement dégrader la qualité des eaux de surface réceptrices en raison de l'augmentation des concentrations de polluants minéraux, organiques et microbiologiques, qui entraîne la modification du fonctionnement écologique et qui ont des conséquences potentielles néfastes sur la santé humaine, sur les écosystèmes et sur les sources d'eau potable (Autixier, 2012; Chen et al., 2019; Field et al., 2003; Madoux-Humery et al., 2013). Plusieurs pratiques accentuent les risques d'exposition des êtres humains aux eaux contaminées, telles que la consommation d'eau ou d'organismes aquatiques ou l'utilisation d'eaux de surfaces pour des activités récréatives. C'est-

à-dire les visiteurs tels que les pêcheurs, les personnes utilisant les bateaux, ou les personnes utilisant les zones de baignades et les plages sont les plus à risque d'être infectés (Bichai & Ashbolt, 2017; Botturi et al., 2020; Madoux-Humery, 2015).

Les surverses ne présentent pas la seule source de contamination. Les eaux pluviales constituent aussi un danger sur l'environnement qui a été oublié depuis longtemps en pensant qu'on rejetant les eaux pluviales directement dans les milieux récepteurs ne les affectent pas, mais la réalité est que les eaux pluviales sont aussi contaminées et que leur composition reflète celle des précipitations mais aussi celle des surfaces naturelles ou aménagées avec lesquelles elles entrent en contact. Les eaux pluviales se caractérisent par de fortes concentrations de polluants qui peuvent dépasser les normes fixées par la réglementation environnementale (Haji, 2021; Sebti, 2016).

Les surverses et les problèmes de contamination sont aussi anciens que les systèmes d'égouts unitaires, mais les communautés scientifiques et techniques n'ont commencé que vers la seconde moitié du 20^{ème} siècle à s'inquiéter et à bien saisir les dangers de cette pollution (Autixier, 2012; Autixier et al., 2014; Field et al., 2003). Avec les progrès scientifiques démontrant les risques importants et la prise de conscience vis-à-vis la nécessité de protéger les sources d'eau potable, les débordements d'égouts unitaires ainsi que les problèmes de contamination des eaux pluviales sont devenus une préoccupation environnementale majeure au cours des dernières décennies (Botturi et al., 2020; MDDELCC., 2014).

2.1.2 Pressions sur les systèmes de gestion des eaux pluviales

Plusieurs facteurs tels que l'urbanisation et les changements climatiques qui ont des impacts sur l'hydrologie et la qualité des eaux de ruissellement causent des pressions sur les systèmes de gestion des eaux pluviales.

2.1.2.1 L'urbanisation

L'urbanisation est un grand changement anthropique marquant l'environnement global (Chen et al., 2017). C'est l'une des causes principales des surverses et de la contamination des eaux pluviales, puisqu'elle est liée globalement à l'imperméabilisation des surfaces. En effet, suite à l'urbanisation, le pourcentage de surfaces imperméabilisées est devenu un paramètre crucial à considérer dans la gestion des eaux pluviales (MDDELCC., 2014). Certes, l'urbanisation du territoire engendre plusieurs impacts hydrologiques et peut causer des changements sérieux au

cycle naturel de l'eau dans un bassin versant. Elle augmente généralement le ruissellement et la quantité de polluants rejetés dans les cours d'eau naturels (MDDELCC., 2014). L'urbanisation affecte beaucoup de paramètres naturels, tels que la perméabilité des sols, l'infiltration, l'évaporation et la température (Autixier, 2012; Delleur, 2003; MDDELCC., 2014).

2.1.2.1.1 Impacts sur l'hydrologie

Cette modification du territoire provoque une réduction des capacités d'infiltration des sols entraînant une augmentation du débit et du volume d'eau de ruissellement ainsi que de la fréquence des débordements (Autixier, 2012; Chen et al., 2019; MDDELCC., 2014). En effet avec le développement urbain et l'augmentation des surfaces imperméables, la quantité d'eau ruisselée va augmenter. Cela entraîne un temps de concentration plus petit et une réponse hydrologique plus rapide et, par conséquent, des débits de pointe plus élevés (Butler et al., 2018; Dietz, 2007). Selon O'Connor et al. (1999), dans une zone forestière, seulement 12% à 30% des précipitations annuelles se transforment en eau de ruissellement, alors que pour un bassin urbanisé, la quantité d'eau de ruissellement atteint 44% à 48% du volume de précipitations. Chen et al. (2017) ont montré qu'aux États-Unis contigus, environ 1,9 milliard de mètres cubes de ruissellement annuel moyen national ont été générés à cause de l'urbanisation de 2001 à 2006 et environ 1,4 milliard de mètres cubes de 2006 à 2011.

En raison de la croissance démographique et des tendances à l'expansion des zones urbaines, le débit dans les égouts a augmenté et ces derniers se remplissent plus rapidement, ce qui influence la fréquence des débordements et augmente également leur probabilité lors de pluies plus petites (Botturi et al., 2020). Selon la littérature, l'urbanisation a des impacts beaucoup plus importants sur les débits pour les événements plus fréquents (1 dans 2 ans ou annuels) que pour les événements les plus rares (ex. 1 dans 100 ans) (MDDELCC., 2014).

2.1.2.1.2 Impacts sur la qualité des eaux de ruissellement

L'urbanisation touche aussi la qualité des eaux de ruissellement (Dietz, 2007). En effet, plusieurs polluants s'accumulent sur les zones urbaines, et comme les surfaces sont imperméables et qu'elles sont fortement impactées par les activités humaines, l'eau de pluie ruissèle ainsi en collectant la pollution accumulée (déchet d'animaux, résidus de pneus et d'échappement de véhicules, sol érodé, etc.) et d'autres types de contaminants (Field et al., 2003). La charge et la concentration des

polluants dans les eaux de ruissellements dépendent de la superficie de la zone imperméable et des différentes activités humaines, soit les zones commerciales, résidentielles, industrielles ou les routes (Haji, 2021). Le ruissellement rapide généré peut provoquer le lessivage des polluants et des sédiments de la surface jusqu'aux cours d'eau (Butler et al., 2018). Les caractéristiques des précipitations telles que la quantité et l'intensité, ont aussi un impact sur les charges et les concentrations des polluants générés (Haji, 2021).

L'urbanisation a alors des impacts considérables à la fois sur les aspects qualitatifs et quantitatifs des eaux. Pour cela, il devient important de bien comprendre comment protéger les cours d'eau récepteurs, la vie aquatique et la santé humaine.

2.1.2.2 Les changements climatiques

Les changements climatiques ont également un impact sur la problématique des surverses et la contamination des eaux pluviales. Depuis les dernières décennies et à l'échelle mondiale, il est admis que le climat a tendance à changer (MDDELCC., 2014). Il devient alors important de bien comprendre l'impact des changements climatiques sur un système de drainage urbain, notamment les modifications de paramètres tels que les précipitations, les températures et l'évaporation (Butler et al., 2018) et de porter une attention plus particulière aux ouvrages de drainage pour limiter la sévérité des conséquences.

Les projections climatiques indiquent une augmentation attendue de la fréquence et de l'intensité des événements pluvieux (Botturi et al., 2020; Mailhot et al., 2007). Parmi les conséquences, le MDDELCC (2014) indique que dans le futur, les orages vont devenir beaucoup plus intenses et sévères. Au Québec, les prédictions montrent que le climat tend à avoir des changements possibles dans le type de précipitations (pluie ou neige), la durée, la fréquence, la saisonnalité, l'ampleur des extrêmes (inondations et sécheresses) ainsi que des augmentations du nombre de jours de fortes pluies à long terme au fil du temps (Leveque et al., 2021).

Les changements climatiques ont aussi un impact sur les températures. Par exemple, au Québec, des augmentations de la fréquence et de l'intensité des températures extrêmes, du nombre de jours chauds dépassant les 30 degrés et de la durée des vagues de chaleur sont attendues. La hausse des températures estivales a une influence accrue sur l'augmentation de la fréquence et de la gravité des sécheresses (Leveque et al., 2021). Parallèlement, cette augmentation intensifie la fonte des glaciers dans le nord du Québec, libérant ainsi plusieurs polluants dans l'environnement (Leveque

et al., 2021). En plus, en raison de l'augmentation des gaz à effet de serre, les températures élevées causent des précipitations plus importantes (Autixier, 2012).

Cette augmentation de la précipitation, du volume ainsi que du débit peut augmenter la fréquence des dépassements de la capacité des réseaux d'égout existants (Berggren et al., 2012), des surcharges, des inondations de surface et des dommages des équipements (Autixier, 2012; Butler et al., 2018). Cela entraîne aussi une augmentation de la fréquence et de l'intensité des débordements d'égouts unitaires (Botturi et al., 2020; Petrie, 2021).

Plusieurs études ont évalué l'impact des changements climatiques particulièrement sur les surverses. Abdellatif et al. (2015) ont évalué le volume, la durée et la fréquence des débordements de 19 systèmes d'égouts unitaires selon les scénarios de changement climatique dans le nord-ouest de l'Angleterre. Les résultats montrent une augmentation annuelle de 37% du volume total déversé, de 32% de la durée totale des surverses et de 12% de leur fréquence, pour le scénario de 2080. Des études sur l'impact des changements climatiques ont été effectuées sur un bassin de drainage urbain en Norvège par Nie et al. (2009). L'étude est basée sur différents scénarios de changements climatiques, soit une augmentation des précipitations de 20%, 30% et 50% en se basant sur les conditions de 2004. Les résultats ont montré que, pour ces augmentations de précipitations, les augmentations du nombre total des débordements d'égouts unitaires seront respectivement de 36 %, 54 % et 89 %.

Dans leur étude au sud de l'Alabama, Wang, R. et Kalin (2018) ont montré que dans un climat futur et pour des conditions humides, il devrait y avoir une augmentation du débit de pointe, du débit de base et du ruissellement de surface pour tous les mois de l'année par rapport à la période de référence.

2.1.3 Pollution causée par les eaux de ruissellement contaminées et impacts sur les milieux récepteurs

Les surverses contribuent à un rejet des eaux usées dans les cours d'eau (Madoux-Humery et al., 2013). Dans certains milieux urbains, c'est l'une des sources les plus importantes de contamination diffuse des cours d'eau (Soriano & Rubió, 2019; Sylvestre et al., 2020). La qualité des sources d'eau potable est très sensible à ces rejets non traités et peut être sévèrement dégradée (Jalliffier-

Verne et al., 2016). Cette section va décrire les principaux contaminants dans les eaux de surverses et leurs impacts sur les milieux récepteurs.

2.1.3.1 Les différents polluants présents dans les eaux de surverses et les eaux pluviales

Plusieurs contaminants et polluants peuvent être présents dans les eaux de surverse et dans les eaux pluviales, tels que les microorganismes pathogènes, les nutriments, les matières en suspension (MES), les sédiments, et les métaux (Autixier, 2012; Botturi et al., 2020; Field et al., 2003). Ces polluants proviennent des eaux usées brutes et des eaux de ruissellement. Les charges de certains polluants générées par les eaux de ruissellement peuvent se comparer à celles des effluents d'eaux usées (MDDELCC., 2014). Ces contaminants, dont la concentration est impactée par plusieurs facteurs, proviennent des précipitations, des retombées atmosphériques, et du lessivage des polluants accumulés sur les surfaces imperméables (Field et al., 2003).

2.1.3.1.1 Les sédiments et les MES

Les sédiments se trouvent dans les eaux de ruissellement et dans les eaux usées et sont transportés vers les milieux récepteurs via les surverses lors d'événements pluvieux ou via les réseaux d'égouts pluviaux. Dans un environnement urbain, ces particules proviennent des surfaces imperméables (rues, aires de stationnement), des retombées atmosphériques, des activités anthropiques, des déchets et poussières, ainsi que de l'érosion des zones perméables. Les ponts sont aussi considérés comme une source de pollution, les concentrations des principaux constituants du ruissellement tels que les solides en suspension sont détectées comme étant très élevées dans le ruissellement provenant des ponts (Bakr et al., 2020). Les sédiments s'accumulent au fond des cours d'eau et augmentent la turbidité de l'eau, entraînant un coût de traitement de l'eau plus élevé. Les particules affectent aussi la vie aquatique au niveau de la croissance, la respiration, et la reproduction des organismes aquatiques (Lazar et al., 2019). En plus, d'autres contaminants comme les nutriments et les métaux peuvent être transportés sur la surface des particules (Autixier, 2012; Dugué, 2010; Field et al., 2003; MDDELCC., 2014). Des concentrations moyennes événementielles de MES de 30 (19-34) mg/L ont été observées dans les eaux de ruissellement de six bassins de drainage urbains dans le sud-est des États-Unis (Nayeb Yazdi et al., 2021).

2.1.3.1.2 Les nutriments

Les nutriments les plus étudiés en gestion des eaux sont le phosphore et l'azote. Ils sont présents dans les eaux sanitaires ainsi que dans les eaux de ruissellement et proviennent généralement des déchets d'animaux, des engrais et fertilisants et de la dégradation de particules mortes. Les cours d'eau urbains et agricoles contiennent généralement des concentrations de nutriments plus élevées que les cours d'eau non perturbés (Lazar et al., 2019). De plus, la plupart des nutriments (> 80 %) sont exportés lors des événements de pluie (Lazar et al., 2019). Les débris végétaux peuvent être une source importante de nutriments dans les eaux pluviales, la charge moyenne de phosphore et d'azote associée à la litière de feuilles dans la ville de Baltimore a été estimée à 2,95 et 28,8 lb/acre/an, respectivement (Selbig, 2016). Des concentrations moyennes événementielles de phosphore total et d'azote total de 0.31 (0.26–0.31) mg/l et de 0.94 (0.73–1.25) mg/l respectivement ont été observées dans les eaux de ruissellement de six bassins de drainage urbains dans le sud-est des États-Unis (Nayeb Yazdi et al., 2021). Plusieurs conséquences négatives peuvent survenir avec l'augmentation des niveaux de nutriments dans le milieu récepteur. En effet, l'enrichissement ou l'excès de nutriments provoque la prolifération d'algues et l'eutrophisation du milieu aquatique, ce qui menace la vie aquatique et peut mener à des problèmes de goût et d'odeur dans l'eau potable (Autixier, 2012; Dugué, 2010; Field et al., 2003).

2.1.3.1.3 *Les microorganismes pathogènes*

Les bactéries, virus et autres micro-organismes proviennent des déchets d'animaux et d'humains. Ils se trouvent fréquemment dans les eaux de ruissellement urbaines en grande variété et à des concentrations très élevées pouvant dépasser les normes de la santé publique sur la qualité des eaux de ruissellement. Ils peuvent également contaminer les espèces aquatiques et peuvent causer des maladies chez les êtres humains via l'ingestion d'eau potable ou le contact avec des eaux récréatives contaminées. Les débordements d'égout unitaire sont aussi une source de contamination microbiologique, surtout lorsque les volumes de dilution disponibles sont limités (Field et al., 2003; MDDELCC., 2014). Dans leur étude sur les risques microbiens associés à l'exposition à des agents pathogènes dans les eaux contaminées lors d'inondations urbaines, ten Veldhuis et al. (2010) ont rapporté des valeurs de concentration de trois microorganismes pathogènes dans différentes localisations ainsi que les voies d'exposition possibles. Les *Campylobacter* ont été détectés dans tous les échantillons. Le nombre d'*Enterococci* dans les

échantillons d'eau variait de 5.0×10^4 à 3.7×10^5 UFC 100 ml⁻¹ et le nombre d'*E. Coli* variait de 8.7×10^3 à 1.0×10^5 UFC 100 ml⁻¹.

2.1.3.1.4 Les métaux

Les métaux tels que le cuivre, le zinc et le plomb sont présents en milieu urbain sur les surfaces imperméables et donc dans les eaux de ruissellement. Ils proviennent des activités anthropiques journalières et surtout des automobiles. Ces polluants sont toxiques pour les organismes aquatiques et, en grande quantité, ils peuvent endommager la santé humaine (Autixier, 2012; Dugué, 2010). Tuomela et al. (2019) résument dans leur étude les valeurs de charges attendues de polluants dans les eaux pluviales, entre autres les métaux, selon l'occupation des sols. Des charges variables à l'échelle du bassin versant ont été observées, mais les zones de stationnement et les routes correspondent aux charges les plus importantes en ce qui concerne le plomb, le cuivre et le zinc. Milik et Pasela (2018) ont analysé les tendances de concentration et les origines des charges de métaux dans le ruissellement des eaux pluviales dans plusieurs villes, et ils ont conclu qu'une fraction importante des métaux se dépose à la surface des autoroutes et des routes urbaines notamment dans les zones des centres-villes et des zones industrielles et finit par être transportée dans les plans d'eau locaux par le ruissellement des eaux pluviales, qui est une source principale de dégradation de la qualité de l'eau dans les zones urbaines.

2.1.3.2 Impacts sur les milieux récepteurs

Les impacts de la contamination des eaux pluviales et des surverses sur les milieux récepteurs constituent un problème qui nécessite une attention particulière (Al Aukidy & Verlicchi, 2017) car ils affectent à la fois la vie aquatique, les zones récréatives et de baignade ainsi que la qualité des sources d'eau potable (Abdellatif et al., 2015; Madoux-Humery, 2015). Ces impacts ont commencé à être documentés vers les années 1960 et sont devenus une inquiétude au début des années 1990 quand la pollution des cours d'eau a été mieux comprise (Madoux-Humery, 2015).

La gravité et l'importance de l'impact des surverses sur le milieu récepteur dépendent de nombreux facteurs qui entrent en jeu avant, durant et après le débordement. En effet, les impacts dépendent du bassin versant et du milieu récepteur même (son niveau de tolérance et ses réactions), du climat local et des conditions météorologiques, de la fréquence et la durée de l'événement de pluie, de la concentration et la toxicité des polluants dans les eaux de surverse et du nombre de jours secs

antérieurs (Al Aukidy & Verlicchi, 2017; Barone et al., 2019; Madoux-Humery et al., 2016). Plusieurs études ont démontré et documenté leurs impacts sur l'écosystème et le changement de la qualité des eaux réceptrices en termes de micropolluants organiques, de produits pharmaceutiques (Munro et al., 2019), de nutriments (Barone et al., 2019), de contamination fécale et microbiologique (Al Aukidy & Verlicchi, 2017; Madoux-Humery et al., 2013, 2016), de métaux (Diaz-Fierros et al., 2002) et d'autres polluants.

Les impacts des eaux pluviales sur le milieu récepteur sont aussi importants que ceux des surverses (MDDELCC., 2014). Les eaux de ruissellement se caractérisent par des concentrations et des charges importantes de MES, de métaux, de nutriments et de huiles et graisses et peuvent les transporter vers les surfaces d'eau réceptrices. Elles ont différents impacts sur les cours d'eau tels que l'augmentation de la concentration des polluants, l'érosion des berges et la perte de végétation, l'augmentation de la température des eaux, la réduction du taux d'oxygène dissous et la diminution de la biodiversité (MDDELCC., 2014).

Dans les zones urbaines, la source la plus importante de pollution diffuse est le ruissellement urbain, qui peut atteindre les eaux réceptrices soit sous forme de rejets d'eaux pluviales des égouts pluviaux ou sous forme de débordements d'égouts unitaires. La caractérisation des eaux pluviales indique la présence de contamination fécale et que le nombre d'*E. coli* dans les eaux pluviales varie généralement de 10^3 à 10^4 unités par 100 ml (Marsalek & Rochfort, 2004). Jeng et al. (2005) ont étudié l'impact du ruissellement des eaux pluviales urbaines sur la qualité de l'environnement estuarien du lac Pontchartrain. Des expériences en laboratoire et sur le terrain ont été effectuées en utilisant des coliformes fécaux, *E. coli* et des entérocoques comme organismes indicateurs, afin d'examiner leur répartition dans différents éléments environnementaux (colonne d'eau, particules en suspension et sédiments). Une augmentation dans les concentrations des organismes indicateurs a été observée dans les colonnes d'eau et les sédiments suite à un événement pluvieux. Dans une étude pour évaluer la contribution des dépôts atmosphériques à la charge des métaux dans le ruissellement des eaux pluviales dans un petit bassin versant urbain, il a été démontré qu'à l'échelle annuelle, les dépôts atmosphériques n'étaient pas un contributeur majeur à la charge métallique à la sortie de ce bassin. Cependant, le dépôt humide variait de <1 à 29 % et la majorité de la charge en métaux pourrait être attribuée au ruissellement des eaux pluviales (64-99 %) (Percot et al., 2016).

Al Aukidy & Verlicchi (2017) ont étudié la contribution des surverses à la charge de contaminants microbiologiques (*E. coli* et *Enterococci*) tout en comparant avec le rejet des stations de traitement des eaux usées dans une zone côtière touristique du nord-est de l'Italie. Les résultats montrent que, malgré que le volume d'eau des surverses soit inférieur à celui libéré par les stations de traitement, la charge microbiologique est nettement supérieure. Seulement 8% du volume total d'eau rejeté par les surverses contient 90% de la charge microbienne présente dans le cours d'eau récepteur. Par ailleurs, dans une étude sur l'effet des surverses sur les sources d'eau potable élaborée par Madoux-Humery et al. (2016) dans le grand Montréal, la qualité microbiologique du cours d'eau récepteur a été analysée. Il a été démontré qu'en temps sec, la qualité de l'eau était toujours bonne, alors que durant les événements pluvieux, les concentrations d'*E. coli* ont augmenté de 1.5 log au niveau de la prise d'eau potable et de 0.5 log au centre de la rivière.

Barone et al. (2019) se sont intéressés à la charge résiduelle en nutriments d'un système d'égouts unitaires le long de la rive du lac Iseo en Italie pour mieux comprendre et expliquer la contribution des surverses à l'eutrophisation des lacs. Cette étude de cas montre que des quantités importantes d'azote total (NT) et de phosphore total (PT) sont déversées dans le lac pendant la plupart des événements pluvieux en raison des surverses. Le pourcentage de charges de nutriments qui sont encore rejetés dans le lac à cause des surverses par rapport à la charge totale varie entre 13,3% et 22,2% pour PT et entre 20,5% et 41,1% pour NT. Diaz-Fierros et al. (2002) ont étudié la charge des contaminants des surverses dans une ville dans le nord-ouest de l'Espagne. Sur une période de 40 mois de surveillance des surverses, des charges totales de contaminants très élevées ont été détectées, soit jusqu'à 9500 kg de MES, 900 kg d'azote total Kjeldahl et 3,62 kg de Zinc. De plus, des produits pharmaceutiques et des drogues ont été détectés dans l'eau de rivière à Londres. Selon les études de Munro et al. (2019) sur la Tamise, 27 résidus de produits pharmaceutiques et de drogues illicites parmi 31 composés analysés ont été identifiés. Trois parmi eux ont été détectés dans les affluents de l'usine de traitement des eaux usées à des concentrations supérieures à 1 µg/l et ont montré des concentrations sensiblement élevées dans l'eau de rivière 24 à 48 heures après les événements de surverses.

2.1.4 Solutions pour mitiger l'impacts de la contamination des eaux de ruissellement et des surverses

Des interventions pour réduire la fréquence des surverses et pour protéger les ressources en eau sont devenues un besoin urgent (Botturi et al., 2020; Madoux-Humery et al., 2013). En ce qui concerne la protection des sources d'eau potable, il est recommandé d'élaborer des stratégies pour minimiser les rejets en considérant l'ensemble des ouvrages de surverse en amont plutôt qu'en considérant la fréquence des rejets individuels (Jalliffier-Verne et al., 2016). Des stratégies d'atténuation et de traitement peuvent être mises en œuvre pour réduire la contribution des surverses à la contamination du milieu récepteur (Petrie, 2021). Ces mesures de contrôle incluent le contrôle à la source, le contrôle du système de collecte des eaux pluviales et le contrôle de stockage ou de traitement (Field et al., 2003). Les réglementations commencent à interdire l'extension des systèmes d'égout unitaire, et des mécanismes qui visent à prioriser le remplacement de ceux déjà existants par des systèmes séparatifs ont été proposés (Jalliffier-Verne et al., 2016; Petrie, 2021).

Les stratégies de contrôle incluent les pratiques d'entretien comme le nettoyage des égouts et des rues, le contrôle de l'érosion et la sensibilisation des communautés pour réduire la pollution avant qu'elle arrive aux systèmes d'égout (Autixier, 2012; Field et al., 2003). Il est important aussi de contrôler le système de collecte, c'est-à-dire de vérifier le bon fonctionnement du système d'égout (Autixier, 2012; Field et al., 2003). D'autres solutions peuvent également être adoptées pour aider à réduire le volume des eaux pluviales entrant dans les égouts unitaires, telles que les systèmes de drainage urbain durables et les PGO, incluant les CBR, les toits verts, les barils de pluie et les chaussées perméables (Autixier, 2012; Petrie, 2021).

2.2 Les pratiques de gestion optimales des eaux pluviales et les infrastructures vertes

Cette partie décrit plusieurs PGO des eaux pluviales qui ont le potentiel d'atténuer différents problèmes de gestion d'eau en milieu urbain, incluant la contamination des eaux pluviales et les surverses.

2.2.1 Définitions

Selon le contexte nord-américain, les PGO décrivent une approche utilisée pour la prévention contre la pollution. Cette définition a été proposée et utilisée la première fois aux États-Unis et a un historique dans le traitement des eaux usées. Depuis 1990, elle est devenue un terme universel (Fletcher et al., 2014).

Les PGO visent à atténuer certains problèmes liés à la quantité et à la qualité de l'eau (Fletcher et al., 2014). En milieu urbain, les PGO sont utilisées dans le but d'améliorer la gestion des eaux de ruissellement (Dugué, 2010). Il existe deux types de PGO, structurales et non structurales (Autixier et al., 2014; MDDELCC., 2014). Les PGO non structurales sont des approches opérationnelles ou procédurales qui incluent par exemple le nettoyage des rues, la sensibilisation des gens, la réduction de l'utilisation des produits chimiques, etc. (Autixier, 2012; Fletcher et al., 2014). Cette technique vise un contrôle préventif et n'implique pas la mise en place d'ouvrages, tandis que les PGO structurales sont des infrastructures construites pour le contrôle des réseaux de drainage. Ces dernières incluent plusieurs pratiques de traitement, telles que la filtration, l'infiltration et les systèmes végétalisés dans le but de l'amélioration de la gestion des eaux (Fletcher et al., 2014; Roy-Poirier et al., 2010b). Les PGO structurales sont des techniques et méthodes récentes d'aménagement qui sont devenues de plus en plus répandues dans le monde entier dans le cadre de l'adaptation à l'urbanisation et aux changements climatiques (Kuller et al., 2018). Selon le Guide d'introduction à la gestion écologique des eaux de pluie, certaines PGO sont considérées comme des infrastructures vertes qui gèrent le ruissellement à la source. Elles représentent une approche plus écologique et sont construites généralement de végétaux et de matériaux poreux (Bédard et al., 2010).

2.2.2 Objectifs des PGO

Les objectifs des PGO sont très nombreux et peuvent cibler des aspects qualitatifs et quantitatifs de l'eau, mais peuvent également cibler des aspects autres que la gestion de l'eau (Dugué, 2010). Par exemple au Québec, les objectifs visés incluent souvent la mitigation des surverses pour la protection des milieux récepteurs, mais les PGO sont aussi beaucoup utilisées dans les réseaux séparatifs. Dans ce cadre, plusieurs études ont montré que les PGO sont en mesure de réduire le nombre, la fréquence et le volume des surverses et ainsi de contribuer à réduire leurs impacts sur

les milieux récepteurs (Autixier et al., 2014). Les PGO visent alors à maximiser l'infiltration et permettent donc de réduire le volume et la vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement afin de diminuer le volume d'eau arrivant au réseau et d'éliminer une partie des polluants (Autixier, 2012; Bédard et al., 2010). Ces PGO aident aussi à la réduction des débits de pointe et contribuent à l'amélioration de la qualité de l'eau dans le cas de réseaux séparatifs (MDDELCC., 2014). Ces infrastructures ont la capacité de capter les polluants transportés par les eaux de ruissellement, tels que les MES, les métaux, les engrais chimiques, les sels de déglacages, etc. et donc limiter leur transport vers le milieu récepteur (Phytotechno, 2018).

Outre les objectifs qui sont en relation avec la qualité ou la quantité des eaux, plusieurs autres objectifs sont liés à des bénéfices environnementaux et socioéconomiques. On peut évidemment citer la régulation thermique et la réduction des îlots de chaleur, la captation du CO₂ atmosphérique et la libération d'oxygène par les végétaux. D'autres bénéfices peuvent exister dont la création d'habitats terrestres ou aquatiques et l'augmentation de la diversité biologique (Minnesota, 2005; Phytotechno, 2018).

2.2.3 Différents types de PGO

Il existe plusieurs types de PGO et différentes classifications. L'une des classifications qui est très répandue et retenue par plusieurs guides américains est celle qui regroupe les pratiques en grandes catégories selon les caractéristiques générales (MDDELCC., 2014).

On peut citer les systèmes avec infiltration qui présentent des dépressions naturelles ou construites en surface comme les bassins, ou des dépressions souterraines comme les tranchées d'infiltration, ainsi que les pavages poreux et qui permettent l'infiltration d'une partie ou de toute l'eau ruisselée (Dugué, 2010; MDDELCC., 2014). On trouve aussi les systèmes de filtration, dont les filtres à sable, qui permettent en premier lieu la décantation des plus grandes particules et par la suite la filtration des eaux de ruissellement à travers le filtre à sable (MDDELCC., 2014). Une autre catégorie de PGO est les marais artificiels, qui sont construits afin de contrôler qualitativement les eaux de ruissellement. Un bassin qui joue le rôle d'une retenue permanente peut être installé en amont du marais (MDDELCC., 2014). Les bassins de rétention sont aussi une pratique de gestion optimale. Il s'agit de bassins secs où les eaux de ruissellement sont retenues pour une période temporaire courte avant d'être évacuées vers l'exutoire et de bassins humides où la durée de rétention est prolongée et parfois même permanente pour certains types donnant ainsi un meilleur

rendement (MDDELCC., 2014). Certains systèmes sont végétalisés, tels que les fossés engazonnés, les bandes filtrantes et les biorétentions. Les fossés sont des dépressions pouvant retenir les eaux d'une façon temporaire ou permanente et les bandes filtrantes sont des surfaces gazonnées avec des pentes qui permettent de traiter les polluants par filtration et infiltration (Dugué, 2010; MDDELCC., 2014). Les biorétentions, appelées aussi jardins de pluie, correspondent essentiellement à des unités de stockage composées de matériaux naturels conçues pour recevoir les écoulements de surface provenant des précipitations et des fontes des neiges afin de participer à l'amélioration quantitative et qualitative des eaux (Autixier, 2012; Dugué, 2010; Phytotechno, 2018). Cette PGO sera spécifiquement discutée dans la prochaine partie. Le tableau 2.1 résume les différents objectifs de plusieurs types de PGO.

Tableau 2.1: Objectifs de différents types de PGO (Kuller et al., 2017)

PGO	Rétention	Transport	Infiltration	Évapo-transpiration	Traitement	Collecte
Stockage et récupération des aquifères			✓		✓	✓
Biorétention	✓		✓	✓	✓	✓
Toits verts	✓			✓	✓	✓
Systèmes d'infiltration			✓		✓	
Chaussée perméable	✓		✓			
Filtres à sable					✓	✓

Tableau 2.2: Objectifs de différents types de PGO (Kuller et al., 2017)(Suite)

PGO	Rétention	Transport	Infiltration	Évapo- transpiration	Traitement	Collecte
Bassins à sédiments	✓				✓	
Réservoirs	✓				✓	✓
Noüe végétalisé		✓	✓	✓	✓	

2.3 Les cellules de biorétention

Dans cette partie, une attention particulière est portée sur les CBR en tant que PGO des eaux pluviales en milieu urbain puisqu'elles font l'objet de ce mémoire. La biorétention est considérée comme une phytotechnologie puisqu'elle est axée sur les plantes. Une définition historique, une description des avantages et des limitations ainsi qu'une synthèse de la littérature sur l'efficacité de ces CBR pour l'enlèvement des contaminants présents dans le ruissellement urbain, pour la réduction des débits, des volumes de ruissellement et des surverses sont présentées. A ce niveau, l'impact du climat froid sur l'efficacité des CBR est abordé, car au Québec, l'implantation à pleine échelle des PGO est encore assez limitée et on dispose de peu de données de terrain pour documenter leur performance.

2.3.1 Définitions

La phytotechnologie est un concept qui existe depuis plus de 20 ans et qui consiste à l'utilisation des plantes vivantes dans les technologies pour résoudre les problèmes environnementaux (Phytotechno, 2018). Au début des années 1990, dans le comté du Prince George au Maryland, les biorétentions ont connu leur première introduction (MDDELCC., 2014; Roy-Poirier et al., 2010b; The Prince George's County, 2007). Cette technologie est devenue au fil des années de plus en plus populaire et elle a été adoptée un peu partout dans le monde (Phytotechno, 2018). La biorétention est maintenant l'une des pratiques les plus fréquemment appliquées dans les bassins

versants urbains (Kratky et al., 2017). Au Québec, cette infrastructure verte n'a vu le jour que vers la fin des années 2000 (Phytotechno, 2018).

Les appellations pour le terme CBR sont nombreuses. On trouve l'expression jardin de pluie ou « rain gardens » (Autixier et al., 2014), souvent utilisée dans la littérature. Dans certains pays comme l'Australie le terme «stormwater biofilter» est utilisé (Phytotechno, 2018). Toutes ces expressions désignent des systèmes conçus pour la reproduction de certaines conditions hydrologiques naturelles exercées par les milieux naturels. Ces ouvrages visent à maximiser l'infiltration, l'évaporation, l'évapotranspiration, le stockage, la relâche lente des eaux ainsi que l'enlèvement de certains contaminants (MDDELCC., 2014; Phytotechno, 2018).

Les biorétentions sont définies comme des dépressions végétalisées peu profondes installées essentiellement dans les zones de stationnement ou en bordure des routes ou des trottoirs, généralement dans les zones résidentielles qui reçoivent les eaux de ruissellement par écoulement de surface (Bédard et al., 2010; Minnesota, 2005). Cet aménagement paysager est constitué de substrat, paillis, végétaux, drain ainsi que d'une zone de stockage (Miro, 2019) et se base sur des propriétés physiques, chimiques et biologiques des plantes, des sols et des microbes dont l'objectif est le contrôle qualitatif (la réduction et l'élimination des polluants) et quantitatif des eaux de ruissellement (Minnesota, 2005; Roy-Poirier et al., 2010b). Les processus qui entrent en jeu incluent la filtration, l'infiltration, la sédimentation, l'adsorption, la phytoremédiation et plusieurs autres (The Prince George's County, 2007).

On retrouve quatre principaux types de biorétention (Minnesota, 2005) :

- Biorétention avec infiltration et recharge complète : c'est un type d'installation sans sous-drain de sorte qu'il permet la recharge de la nappe phréatique par la totalité de l'eau infiltrée. Ce type est utilisé dans les zones où le sol a un taux d'infiltration élevé.
- Biorétention avec filtration et recharge partielle : cette pratique fait intervenir un sous-drain pour contrôler la vitesse de drainage et est utilisée dans les zones résidentielles, commerciales et de stationnement, où on trouve généralement des charges de nutriments et de métaux importantes.
- Biorétention avec zone anaérobique : cette installation est généralement utilisée dans les zones où on trouve des charges importantes de nitrates. Il s'agit d'incorporer une zone aérobie/anaérobique qui favorise le processus de dénitrification.

- Biorétention sans recharge : cette installation permet la filtration des eaux de ruissellement avant qu'elles soient drainées par le sous-drain. Elle est recommandée dans les zones de stations-services pour éviter la contamination des eaux souterraines et conçue sur des sols imperméables.

2.3.2 Objectifs et limites des CBR

Plusieurs objectifs et avantages supportent le choix des CBR comme PGO dans les milieux urbains. Au Québec, les biorétentions sont utilisées essentiellement pour leurs objectifs liés à l'hydrologie, dont la réduction des débits de pointe et des risques de surverses (volume, fréquence). Ceci est possible en raison du potentiel des CBR de réduction de la vitesse d'évacuation de l'eau ainsi que de réduction des volumes d'eau (Phytotechno, 2018). La réduction du volume des eaux se fait grâce à un système de végétation qui favorise l'infiltration, l'évapotranspiration, l'interception, etc. (Kratky et al., 2017). La diminution des eaux de ruissellement aide à la protection contre les inondations et réduit le risque d'érosion et le transport des sédiments vers le milieu récepteur (Bédard et al., 2010; Kratky et al., 2017).

Une autre catégorie d'objectifs visés par les CBR concerne la qualité de l'eau. En effet, les CBR sont connues pour leur capacité d'élimination des polluants et pour leur rôle dans l'amélioration de la qualité de l'eau. À l'aide du sol, du substrat et des différents végétaux, les polluants sont filtrés et retenus, ce qui permet la réduction des charges de polluants transportées vers les cours d'eau naturels (Phytotechno, 2018). Les biorétentions sont efficaces dans l'enlèvement des métaux, des bactéries, des nutriments, des matières organiques et des sédiments fins (MDDELCC., 2014; Minnesota, 2005).

Ce système offre également d'autres avantages secondaires (environnementaux, sociaux et économiques). Il améliore l'esthétisme du site avec les différentes plantes utilisées surtout lorsqu'elles sont bien entretenues. C'est un aménagement qui permet de verdir et d'embellir le milieu où il est installé. Il peut contribuer à réduire la chaleur en milieu urbain, fournir de l'ombre (en utilisant les arbres et les arbustes), offrir une couverture contre le vent (Roy-Poirier et al., 2010b) et peut contribuer à la diversité biologique en milieu urbain.

Les CBR possèdent aussi des limitations selon (MDDELCC., 2014; Minnesota, 2005; Payne et al., 2015) :

- Les CBR peuvent être un abri pour les moustiques si elles ne sont pas bien dimensionnées.
- Elles ont une capacité limitée et ne peuvent pas traiter des grandes surfaces de drainage.
- Elles sont susceptibles au colmatage par les sédiments.
- Elles occupent généralement un espace important (5% à 10% de la surface de drainage).
- Elles réduisent le nombre des places de stationnement.

2.3.3 Efficacité des CBR

2.3.3.1 Efficacité sur la qualité de l'eau

Les CBR sont efficaces pour l'enlèvement de certains polluants tels que les métaux, les MES, les microorganismes pathogènes, les matières organiques et les nutriments à travers différents processus naturels. Plusieurs études ont documenté l'enlèvement des polluants par ces systèmes, et décrivent les CBR comme l'une des PGO les plus efficaces pour l'amélioration de la qualité de l'eau (Davis, 2008; Hsieh & Davis, 2005; Hunt et al., 2006; Muthanna, Tone. M. et al., 2007; Muthanna, T. M. et al., 2007).

2.3.3.1.1 Enlèvement des métaux

Différents métaux peuvent être transportés dans les eaux de ruissellement comme le fer (Fe), le cadmium (Cd), le manganèse (Mn), le nickel (Ni) et le chrome (Cr), mais le cuivre (Cu), le zinc (Zn) et le plomb (Pb) sont ceux dont l'enlèvement par les CBR est le plus documenté. Ils proviennent généralement des routes avec les émissions des freins des véhicules et l'usure des pneus, des revêtements de bâtiments et des dépôts atmosphériques (Muthanna, T. M. et al., 2007). L'efficacité des biorétentions en ce qui concerne l'enlèvement des métaux varie en fonction de plusieurs paramètres tels que la concentration initiale des métaux, le pH des eaux de ruissellement, la durée et l'intensité des pluies. Les CBR ont également une capacité limitée à stocker ces métaux (Roy-Poirier et al., 2010b). L'enlèvement des métaux se fait en premier lieu et essentiellement dans le paillis et les premiers centimètres du substrat tandis que les végétaux sont responsables d'une réduction de 2% à 8% (Phytotechno, 2018). Des études ont montré des pourcentages élevés d'élimination de métaux : Muthanna, T. M. et al. (2007) ont observé 90% de réduction de zinc, 72% de réduction de cuivre et 82% de réduction de plomb dans les deux saisons estivale et hivernale. Une moyenne d'enlèvement de 95 % du zinc et du cuivre par des biorétentions a été rapportée au Minnesota (2005). De même, The Prince George's County (2007) a présenté des

plages d'enlèvement pour le cuivre, le plomb et le zinc qui varient entre 36% - 93%, 24% - 99% et 31%- 99% respectivement. Muthanna, Tone. M. et al. (2007) ont effectué une étude sur l'élimination des polluants provenant de la fonte des neiges et ont montré une capacité de réduction de la masse de ces trois métaux ainsi que du cadmium dans les CBR entre 89% et 99%, et une réduction dans les concentrations de sortie entre 81% et 99%. Une étude faite en Caroline du Nord par Hunt et al. (2006) confirme aussi que les biorétentions sont capables de réduire la masse du Pb de plus de 80% et celle du Zn et du Cu de plus de 98%.

Le tableau 2.2 résume les valeurs d'enlèvement de certains métaux par les CBR documentées dans la littérature.

Tableau 2.3: Tableau récapitulatif des pourcentages d'enlèvement de certains métaux par les CBR

Métaux étudiés	Pourcentage de réduction	Références
Cuivre	72% 95% 36% - 93% >98%	(Muthanna, T. M. et al., 2007) (Minnesota, 2005) (The Prince George's County, 2007) (Hunt et al., 2006)
Zinc	90% 95% 31%- 99% >98%	(Muthanna, T. M. et al., 2007) (Minnesota, 2005) (The Prince George's County, 2007) (Hunt et al., 2006)
Plomb	82% 24% - 99% >80	(Muthanna, T. M. et al., 2007) (The Prince George's County, 2007) (Hunt et al., 2006)

2.3.3.1.2 Enlèvement des nutriments

Les nutriments qui sont généralement pris en considération dans les études sur la performance des CBR sont l'azote et le phosphore. L'azote est présent dans les CBR sous différentes formes. On trouve l'ion ammonium (NH_4^+) et une partie des nitrates (NO_3^-) qui peuvent être assimilés par les végétaux, qui ont un rôle très important dans l'enlèvement de l'azote, mais aussi assimilés par adsorption sur le substrat ou encore par le processus de nitrification et dénitrification (Phytotechno,

2018). Le phosphore aussi se présente dans les CBR et il provient de plusieurs sources, notamment des sels de déglacage utilisés en hiver (Kratky et al., 2017), des émissions des voitures et des détergents, etc. (Phytotechno, 2018). L'élimination du phosphore par les CBR se fait en partie par l'absorption du phosphate, mais elle se base plus sur la partie du substrat où se déroule l'adsorption (Kratky et al., 2017; Phytotechno, 2018). Elle est influencée par la forme du phosphore et sa concentration dans l'eau entrante, par le milieu et les matériaux utilisés et par la durée et l'intensité de la pluie (Roy-Poirier et al., 2010a). L'augmentation de la durée et de l'intensité du ruissellement a tendance à réduire l'élimination des nutriments (Davis et al., 2006; Roy-Poirier et al., 2010b). Davis et al. (2006) ont utilisé des boîtes de biorétention dans leurs expérimentations pour étudier l'efficacité de ces systèmes pour l'élimination des nutriments. Les résultats ont montré des pourcentages élevés d'élimination du phosphore avec des valeurs entre 70% et 85%, mais une élimination très faible des nitrates inférieure à 20%. Une production d'azote a même été mentionnée dans certains cas. L'azote total kjeldahl a été éliminé à 55-65%. Ils suggèrent que la gestion de la croissance et la récolte de la végétation peuvent aider à contrôler l'accumulation du phosphore et de l'azote dans la CBR. Les études ont constaté que la faible réduction des nitrates et de l'ammoniac est probablement le résultat des processus d'ammonification et de nitrification qui se déroulent dans la biorétention entre les événements de pluie (Roy-Poirier et al., 2010b). En Caroline du Nord, des CBR ont été suivies pour observer l'efficacité d'enlèvement des nutriments. Dans cette étude par Hunt et al. (2006), les auteurs ont noté une élimination du phosphore total jusqu'à 65% dans l'une des cellules. Par contre, une deuxième cellule a montré une augmentation du phosphore total jusqu'à 240%, une augmentation qui a été expliquée par la teneur élevée en phosphore dans le sol de cette cellule. L'enlèvement annuel de l'azote total a été estimé à 40%, mais une variation en ce qui concerne le reste des composés azotés a été remarquée. En effet, une élimination de 75% des nitrates accompagnée d'une production d'ammoniac de 0.99% et d'azote total kjeldhal de 4.9% dans l'une des cellules a été observée, comparativement à une élimination de 13% pour les nitrates avec une élimination d'ammoniac de 86% et d'azote total kjeldhal de 45% dans la deuxième cellule. Hsieh et Davis (2003) ont étudié six biorétentions et, dans une deuxième étude en (2005), ils ont ajouté 18 colonnes de biorétention en utilisant dans toute la démarche une eau de ruissellement synthétique. Les résultats de ces expérimentations étaient très variables d'un test à l'autre et ne permettent pas de définir une même tendance dans l'enlèvement des nutriments. L'élimination du phosphore total était largement variable entre 37% et 99% pour la première étude

et entre 4% et 99% pour la deuxième étude. Pour le nitrate et l'ammonium, l'enlèvement était faible à modéré, variant de 2 à 7% et de 5% à 49% respectivement pour les six biorétentions et variant de 1% à 43% et de 2% à 49% respectivement pour les 18 colonnes de biorétention avec des productions de nitrates observées dans certains cas.

Le tableau 2.3 résume les pourcentages d'enlèvement ou de production des nutriments par les CBR.

Tableau 2.4: Tableau récapitulatif des pourcentages de réduction ou de production des nutriments par les CBR

Nutriments étudiés	Pourcentage de réduction ou de production (+)	Références
Phosphore	70% et 85% +240% et 65% 37 et 99% 4 et 99%	(Davis et al., 2006) (Hunt et al., 2006) (Hsieh & Davis, 2003) (Hsieh & Davis, 2005)
Azote	40%	(Hunt et al., 2006)
Azote total kjeldhal	55% à 65% +4.9% et 45%	(Davis et al., 2006) (Hunt et al., 2006)
Nitrate	< 20% 13% à 75% 2 à 7% 1 à 43%	(Davis et al., 2006) (Hunt et al., 2006) (Hsieh & Davis, 2003) (Hsieh & Davis, 2005)

2.3.3.1.3 Enlèvement des MES

Les MES sont présentes dans les eaux de ruissellement et peuvent transporter plusieurs contaminants vers la CBR. L'enlèvement des MES se fait dans la couche supérieure de la CBR (substrat ou paillis), soit par filtration ou par sédimentation. En effet, une partie sera filtrée par le

sol, qui joue le rôle d'un tamis, et l'autre partie sera déposée à la surface de la CBR comme une fine couche (Phytotechno, 2018). Au fil du temps, les MES causent des problèmes de colmatage des pores et réduisent ainsi la conductivité hydraulique et la capacité d'infiltration dans la cellule, ce qui minimise la durée de vie du support, d'où la nécessité d'éliminer les sédiments accumulés à la surface par un entretien régulier de la cellule (Kratky et al., 2017; Payne et al., 2015).

Les CBR sont considérées efficaces et même très efficaces pour l'enlèvement de MES. Hsieh et Davis (2003, 2005) rapportent une élimination de 72 à 99% des MES dans des colonnes de biorétention. Une élimination de plus de 99 % a été observée dans tous les sites d'étude par (Muthanna, Tone. M. et al., 2007) où deux CBR à échelle pilote ont été utilisées pour traiter la fonte des neiges des routes urbaines à Trondheim, en Norvège.

Bien que la technique de biorétention soit évaluée comme l'une de PGO les plus performantes pour l'élimination des MES, Hunt et al. (2006) en Caroline du Nord ont constaté une augmentation de MES dans l'effluent d'une biorétention, probablement dû à une libération des particules par la CBR.

2.3.3.1.4 Enlèvement des microorganismes pathogènes

Les agents pathogènes sont présents dans les eaux de ruissellement urbaines et malgré leurs faibles concentrations en comparaison aux eaux usées sanitaires, ils peuvent présenter des risques pour la santé des êtres humains (Bichai & Ashbolt, 2017) et des espèces aquatiques (MDDELCC., 2014). Afin de réduire la propagation des infections, ces microorganismes pathogènes doivent être traités. Cette élimination peut être effectuée à l'aide des CBR spécifiquement dans le substrat, grâce aux mécanismes de filtration, d'adsorption et de désorption. L'enlèvement de ce type de contaminants est influencé par plusieurs paramètres, notamment le temps de rétention, la composition du média, les rayons ultraviolets et la température (Payne et al., 2015; Phytotechno, 2018).

Les indicateurs les plus communs de contamination fécale sont les coliformes fécaux et les *E. coli*. Les travaux de Hunt et al. (2008) sur une CBR installée en Caroline du Nord de 2004 à 2006 dans un environnement urbain ont montré une certaine efficacité d'élimination de microorganismes pathogènes : Les concentrations d'*E. coli* et de coliformes fécaux dans l'effluent étaient plus faibles que dans l'affluent. Une réduction de 69% des coliformes fécaux et de 71% des *E. coli* a été rapportée. Un autre exemple de réduction a été constaté à partir d'un essai en laboratoire sur six colonnes de biofiltres effectué en Australie par Chandrasena et al. (2017), où ils ont montré une

efficacité élevée en élimination de microorganismes pathogènes avec une moyenne de 1.2 log de réduction d'*E. coli*. Des études en colonnes de biorétention de Rusciano et Obropta (2007) ont confirmé la capacité des biorétentions à réduire les pathogènes. Après 13 simulations, une moyenne de 91.6% a été notée avec un enlèvement des coliformes fécaux variant entre 54.5% et 99.8%. Le tableau 2.4 résume les pourcentages d'enlèvement d'*E. coli* et de coliforme fécaux par les CBR.

Tableau 2.5: Tableau récapitulatif des pourcentages d'enlèvement de microorganismes pathogènes par les CBR

Paramètre étudié	Pourcentage d'enlèvement (%)	Références
<i>E. coli</i>	71	(Hunt et al., 2008)
	1.2 log	(Chandrasena et al., 2017)
Coliforme fécaux	69	(Hunt et al., 2008)
	91.6	(Rusciano & Obropta, 2007)

2.3.3.2 Efficacité sur la quantité d'eau et impact des CBR sur les surverses

Les biorétentions sont efficaces en ce qui concerne leur performance hydrologique, notamment, la réduction de volume et de vitesse de ruissellement et des débits de pointe, ce qui a pour avantage de limiter les risques de surverses. Le niveau d'efficacité atteint n'est pas le même pour tous les systèmes de biorétention : ce dernier dépend non seulement de la saison, mais aussi de la conception du système et des caractéristiques de l'événement (durée, intensité) (Kratky et al., 2017; Payne et al., 2015). De nombreuses études ont caractérisé cette efficacité. Pour un événement pluvieux, les CBR ralentissent les débits et réduisent le volume d'eau évacué dans le cours d'eau naturel. Cette quantité d'eau retenue dans le système sera par la suite stockée, infiltrée ou bien évapotranspirée (Payne et al., 2015). Pour pouvoir contribuer à la gestion des débits de pointe, il est recommandé d'évacuer la totalité de l'eau dans les 24 à 72 heures suivant son arrivée dans la CBR (Phytotechno, 2018). Les résultats d'une étude sur une période de 12 mois sur trois biorétentions installées en Caroline de Nord démontrent que 78% de l'eau est soit exfiltrée de la cellule, soit perdue par évapotranspiration et que le rapport moyen annuel du volume de l'effluent au volume de ruissellement est estimé à 0,22 pour la CBR (Hunt et al., 2006). Des résultats

similaires sur deux CBR ont été obtenus par Davis (2008) pour 49 événements de pluie sur deux ans, où il confirme le potentiel des CBR à réduire l'impact hydrologique. Pour des petits événements (18% des événements étudiés), les CBR ont été tellement efficaces qu'aucun effluent n'a été observé. Des réductions moyennes du débit de pointe de 49 et 58% ont été observées pour les deux cellules, ainsi qu'un facteur de retardement de 2 ou plus pour les débits de pointe.

Les CBR sont connues pour leur efficacité à réduire les eaux de ruissellement et les débordements d'égout unitaire (Abi Aad et al., 2010). La réduction des débits de pointe est très importante pour limiter les impacts des surverses sur les milieux naturels (Autixier, 2012). Autixier et al. (Autixier, 2012; Autixier et al., 2014) ont étudié différents scénarios d'installation de jardin de pluie pour caractériser leurs impacts sur les surverses selon la superficie occupée par les jardins de pluie par rapport aux endroits d'installation possibles dans le bassin de drainage. Un scénario 100% signifie que les CBR occupent tous les sites possibles pour l'implantation de PGO. Les résultats ont montré que plus les CBR occupent une plus grande superficie, plus les surverses sont réduites en termes de volume, durée et débit de pointe. Pour un scénario 100%, la réduction du débit de pointe est comprise entre 7% et 56%, avec une réduction du volume de surverse comprise entre 13% et 62% et une réduction de la durée entre 1% et 47%. La réduction du ruissellement varie entre 12.7% et 19.4% selon l'événement. Cependant, les CBR sont moins efficaces pour les événements les plus importants et un problème de remise en suspension des sédiments a été observé. Des simulations d'un ensemble de PGO, incluant les CBR, effectuées par Patwardhan et al. (2005) ont montré une réduction importante des débits de pointe, une réduction des volumes de ruissellement annuels de 37% et une réduction de nombre de surverses de 46%, soit de 13 à 7 surverses par année. D'autres résultats (Sullivan et al., 2008) confirment l'efficacité des CBR et leur impact sur les surverses en utilisant des PGO. La mise en place de ces ouvrages permet une réduction de volume annuel de ruissellement de 6.7% pour les systèmes de biorétention et une réduction de volume de surverse atteignant à 60% pour certains bassins versants (Sullivan et al., 2008).

2.3.3.3 Impact du climat froid

En climat froid, des polluants supplémentaires apparaissent à cause de la neige accumulée sur les surfaces et des sels de déglacage. En période de fonte des neiges, des concentrations importantes de polluants sont libérées (Dugué, 2010). Les biorétentions se comportent différemment en temps hivernal. En effet, l'activité biologique et l'évapotranspiration sont moins importantes (Blecken et

al., 2010; Hunt et al., 2006). Généralement, la performance des CBR est négativement affectée par les basses températures (Blecken et al., 2010; Goor et al., 2021). En général, l'infiltration est aussi touchée par le changement saisonnier, puisqu'en climat froid, l'infiltration dans les sols gelés est beaucoup moins importante, voire inexistante, car la taille des pores est réduite avec la glace (Blecken et al., 2010; Goor et al., 2021). Hunt et al. (2006) ont évalué les CBR en climat nordique. Des rapports débit/écoulement beaucoup plus élevés ont été trouvés en hiver et qui peuvent être partiellement attribués à un taux d'évapotranspiration inférieur en hiver par rapport à celui des saisons chaudes. Le rapport du volume d'eau sortant de la CBR versus celui entrant dans la cellule variait de 0,07 pendant l'été à 0,54 en hiver.

Certaines études ont été effectuées dans des régions canadiennes froides. Prenons l'exemple de l'étude de Khan et al. (2013), où l'utilisation d'une cellule de biorétention pour résoudre les problèmes de ruissellement des eaux pluviales a été explorée à Calgary. Cette cellule a été alimentée en utilisant une eau de ruissellement synthétique, créé à partir des eaux pluviales provenant d'un bassin de drainage urbain et des sédiments utilisés pour le déglacage des routes. Au total, 24 expériences ont été menées sur la cellule de biorétention et huit expériences ont été menées dans des conditions climatiques froides. La performance était significativement inférieure pour les expériences en climat froid. Les résultats expliqués dans (Khan et al., 2012) suggèrent que dans des conditions froides, moins de volume de ruissellement est retenu dans le substrat et la portion de volume sortant est plus grande. En effet, la couche supérieure partiellement gelée modifie le chemin d'écoulement du ruissellement à travers les couches de la biorétention, dont le ruissellement contourne en traversant les chemins d'écoulement préférentiels et les macropores jusqu'à la sortie sans avoir utilisé les couches disponibles dans les zones plus profondes de la cellule. Une autre étude à North York, en Ontario sur l'efficacité hydrologique des cellules de biorétention a été élaborée par Bacys et al. (2019). Différents événements de précipitation ont été considérés durant cette étude et sur la base des résultats de l'analyse, plusieurs conclusions ont été tirées. Il a été démontré que les performances peuvent être améliorées en augmentant la surface de la CBR, la profondeur de la CBR ou la conductivité hydraulique saturée qui favorise un mouvement plus rapide de l'eau à travers les couches de la cellule, permettant ainsi à l'espace de stockage d'être mieux utilisé lors d'orages plus longs ou plus intenses. Les CBR dimensionnés selon les lignes directrices minimales de conception de l'Ontario peuvent capturer et traiter près de 100 % du ruissellement annuel de North York, mais ne sont pas capables de gérer un volume de ruissellement

de 27 mm à Toronto. La performance des CBR concernant la qualité a été aussi étudiée dans un climat canadien tel que celui de la région du Grand Toronto, sur le campus King City du Seneca College. Cette étude a été élaborée par (Roy-Poirier, 2009) sur l'élimination du phosphore par les CBR dans le cadre de la modélisation de la qualité des eaux pluviales. Un modèle a été construit pour fournir une estimation utile du potentiel d'élimination du phosphore dans les systèmes de biorétention en utilisant les données réelles. Les concentrations du phosphore total mesurées varient entre 0.877 mg/l et 7.01 mg/l alors que celle prédites varient entre 1.3 mg/l et 4.133 mg/l. à partir de 9 événements pluvieux. Cette différence pourrait être due en partie au manque de connaissances associées aux taux de capture et de libération du phosphore dans les sols de biorétention. De plus, un lessivage important de phosphore a été observé sur le terrain à partir de ces CBR.

Ding et al. (2019) ont mené des expériences en laboratoire pour obtenir une caractérisation détaillée sur la performance des CBR pendant six cycles consécutifs de gel-dégel. Il a été démontré que des cycles consécutifs de gel-dégel aident à maintenir les taux d'infiltration élevés nécessaires au bon fonctionnement hydrologique des CBR. Des taux élevés en élimination de nutriments ont été observés pendant toute la durée de l'expérimentation (98% pour le phosphore total dissout et 96% pour NO_3^-). Les résultats impliquaient une accumulation de phosphore total dans les colonnes étudiées près de la surface du sol. Goor et al. (2021) ont aussi étudié la performance des systèmes de biorétention pour retenir le phosphore et la variabilité saisonnière sur la rétention dans deux grands systèmes de biorétention installés à London, Ontario, Canada en plus de réaliser des expériences sur des colonnes à l'échelle du laboratoire. Une rétention nette de phosphore total et de phosphore organique dissous, et une libération nette de phosphore réactif soluble et de la masse totale du phosphore dissous ont été observées. La masse cumulée de phosphore total libérée dans une colonne qui reçoit un affluent avec des concentrations élevées de sels était de 102 % supérieure à celle d'une colonne témoin. La combinaison des résultats des expériences sur le terrain et en colonne suggère que des charges élevées de sels de déglacage pendant l'hiver et le printemps peuvent avoir contribué à la libération élevée de phosphore par les systèmes de biorétention.

Muthanna, T. M. et al. (2007) ont comparé la performance d'une boîte de biorétention construite à Trondheim, Norvège en avril et en août en termes de rétention de métaux. Trois événements de pluie basés sur des données historiques ont été simulés en avril 2005, puis à nouveau en août 2005. Une réduction moyenne du débit de pointe de 13% en avril contre 26% en août et une réduction

totale du volume de 13 % en avril contre 25% en août ont été démontrées. Par contre, la rétention des métaux était bonne pour les deux saisons avec 90% de réduction de masse de zinc, 82% de réduction de masse de plomb et 72% de réduction de masse de cuivre. Une étude supplémentaire sur l'enlèvement des polluants provenant de la fonte des neiges réalisée par Muthanna, Tone. M. et al. (2007) montre que les CBR sont capables de traiter l'eau de fonte des neiges en milieu urbain avec une atteinte de niveaux d'écoulement de concentration appropriée et une bonne réduction des charges massiques. Selon cette étude, les meilleures concentrations à la sortie des biorétentions étaient de 58 mg/L pour le cuivre, 66 mg/L pour le zinc, 0,07 mg/L pour le cadmium et 1,1 mg/L pour le plomb. Pour tous les sites, les réductions de masse des métaux étaient excellentes, de 89 à 99%.

2.4 Modélisation des PGO

2.4.1 Différents modèles hydrologiques pour la gestion des eaux pluviales

Plusieurs modèles hydrologiques existent et sont utilisés par les chercheurs selon les objectifs visés. Ils permettent généralement de choisir, d'évaluer et de placer les PGO sur les bassins versants à différentes échelles. Plusieurs catégories et classifications se présentent. En hydrologie urbaine, les logiciels peuvent être classifiés selon leur type d'application : soit la planification des réseaux, la conception ou l'opération (MDDELCC., 2014). Par exemple, OTTHYMO (*OTTawa HYdrologic MOdel*) (Greenland International Consulting Inc, 2002), SWMHYMO (*Stormwater Management HYdrologic Model*) et DDSWMM (*Dual Drainage Stormwater Management Model*), (MDDELCC., 2014) sont des modèles hydrologiques complexes utilisés pour la simulation et la gestion du ruissellement des eaux pluviales dans les petites ou grandes zones rurales et urbaines. . Une autre classification selon les modèles linéaires et non-linéaires a été aussi proposée. Le modèle linéaire utilise une programmation linéaire où toutes les fonctions impliquées sont linéaires, alors que le modèle non linéaire est utilisé pour résoudre les problèmes d'optimisation complexes et multi-objectifs. Un modèle linéaire, le *Stormwater Investment Strategy Evaluation* (StormWISE) a été utilisé dans la gestion des eaux pluviale à Philadelphia, pour l'identification et l'utilisation des PGO. Il sert à fournir des recommandations plus spécifiques en fonction du site d'étude (Sebti, 2016). Un modèle non linéaire, le *System for Urban Stormwater Treatment and Analysis Integration* (SUSTAIN) développé par l'US EPA depuis 2003, est un outil spatial de planification et

d'implantation et qui se concentre sur les contraintes physiques pour recommander l'emplacement des PGO (Johnson & Sample, 2017; Sebt, 2016). Ce modèle a été utilisé pour des études de cas aux États-Unis, en Chine et en Corée du Sud (Johnson & Sample, 2017). Le *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) est aussi un modèle non-linéaire qui a été développé et couplé à un algorithme génétique pour le contrôle optimal afin de trouver le coût minimal des PGO et de simuler leurs performances (Liu et al., 2018; Sebt, 2016). Un autre modèle est le *Long-Term Hydrologic Impact Assessment-Low Impact Development 2.1* (L-THIA-LID 2.1) qui a été créé en 2015 pour identifier les PGO appropriés dans un bassin versant (Johnson & Sample, 2017). Ce choix est basé sur plusieurs paramètres, tels que la zone de drainage, la pente de drainage (%), l'imperméabilité (%), les routes et les bâtiments, etc. Il permet aussi d'étudier la performance des PGO dans la réduction du volume de ruissellement et des charges polluantes (Johnson & Sample, 2017; Liu et al., 2018). On peut également trouver d'autres outils d'aide à la décision, d'implantation ou de sélection des PGO, entre autres, une attention particulière est portée sur le SWMM qui fait l'objet de la section suivante.

2.4.2 Description du modèle SWMM

Le modèle hydrologique *Storm Water Management Model* (SWMM) est un modèle de simulation dynamique de précipitations et de ruissellement urbain/suburbain, très communément utilisé par les chercheurs et les professionnels des ressources en eau (Lee et al., 2017). C'est le modèle le plus souvent utilisé en Amérique du Nord (MDDELCC., 2014). Sa première version a été développée en 1971 par la United States Environmental Protection Agency (USEPA) et depuis, il a subi des améliorations majeures (Rossman., 2015). C'est un logiciel facilement accessible et disponible gratuitement sur internet.

Le modèle SWMM permet de faire des simulations par événement unique ou des simulations en continu à long terme de la quantité ainsi que de la qualité du ruissellement provenant principalement des zones urbaines (Lee et al., 2017; Rossman., 2015). En effet, pour une période de simulation, il suit la qualité et la quantité d'eau de ruissellement de surfaces générées dans chaque sous-bassin, selon les caractéristiques des surfaces (utilisation des sols, imperméabilité, etc.) et l'écoulement d'eau dans les canaux et les conduites (Rossman., 2015). Il permet aussi d'évaluer la performance des infrastructures vertes en modélisant les techniques de contrôle LID « Low Impact Development » ou « Développement à faible impact (DFI) », telles que les CBR, les

toits verts, les barils de pluie, les jardins de pluie, etc. qui permettent d'ajouter une combinaison de rétention, d'infiltration et d'évapotranspiration (Lee et al., 2017; Macro et al., 2019; Niazi et al., 2017; Rosa et al., 2015).

SWMM a été largement utilisé dans le monde entier dans le cas des problèmes les plus complexes, puisqu'en l'utilisant on peut simuler presque la totalité des conditions hydrauliques et de contrôles qui peuvent se retrouver dans un réseau (MDDELCC., 2014). Grâce à son efficacité, il continue d'être toujours utilisé pour la planification, l'analyse et la conception en relation avec le ruissellement des eaux pluviales, les égouts sanitaires, les égouts unitaires et d'autres systèmes de drainage en milieu urbain (Rossman., 2015).

Le modèle SWMM présente toutefois certaines limites, soit au niveau de la capacité du programme, tels que la limite du nombre des sous-bassins, du nombre de conduites, du nombre des éléments du réseau et du maximum de pas de temps de simulation (Mahjoub, 1982), ou des limites dans certaines méthodes de calcul (Zaiem, 2012). D'autres limites se présentent en ce qui concerne la simulation d'événements pluviaux sur une période plus courte, la modélisation de la végétation et du traitement de l'évaporation (FLÉCHAIS, 2011) ou encore au niveau de la représentation des étendues des zones inondées qui est souvent surestimée (Zaiem, 2012).

2.5 Objectifs de la recherche

L'objectif général de ce projet de recherche est de caractériser l'accumulation et le rejet de contaminants par les CBR pour évaluer l'impact de ces systèmes sur la réduction des contaminants à l'échelle d'un bassin versant urbain et sur les surverses. Ce domaine est d'actualité et a rapidement évolué depuis des années, mais les impacts des CBR pour la gestion des eaux de ruissellement à la source sont encore peu documentés à échelle réelle en climat québécois. C'est dans ce contexte qu'il est alors important de documenter les résultats pour l'adaptation des CBR à un climat froid et d'avoir une meilleure compréhension de la performance des systèmes dans l'étude de cas de Trois-Rivières.

Cet objectif général est partagé en deux grands objectifs spécifiques. Premièrement, le suivi de six CBR mises en place à échelle réelle à Trois-Rivières est effectué pour la caractérisation de la qualité microbiologique, de l'impact sur les polluants organiques, les nutriments ainsi que sur la concentration en métaux des affluents et effluents des CBR, ainsi qu'à l'égout pluvial, sous

différentes conditions climatiques (temps sec et humide, fonte des neiges). C'est la ville et l'équipe de recherche de Polytechnique qui avaient décidé ensemble, le site choisi car la rue était trop large.

Dans un second temps, l'impact potentiel de l'implantation de CBR dans le secteur de Trois-Rivières sur la quantité des eaux pluviales, en termes de débits de pointe et de volumes de ruissellement, et des sources d'eau potable impactées par les surverses est évalué grâce à un modèle hydraulique. Ce deuxième objectif implique de réaliser les étapes suivantes :

- Ajuster la calibration du modèle effectuée en 2016 avec les données les plus récentes (2020)
- Modéliser l'implantation des CBR dans le secteur étudié
- Simuler et quantifier l'impact des CBR sur les débits de pointe ainsi que sur les volumes des eaux de ruissellement.

CHAPITRE 3 SUIVI DE LA PERFORMANCE DES CELLULES DE BIORÉTENTIONS SUR LA RUE ST-MAURICE À TROIS-RIVIÈRES : COLLECTE DE DONNÉES DE TERRAIN ET ANALYSES EN LABORATOIRE

3.1 Zone d'étude

La zone étudiée se situe sur la rue Saint-Maurice à Trois-Rivières (Québec) et est présentée à la Figure 3.1. La Ville de Trois-Rivières se situe au sud de la province de Québec, Canada avec un climat continental humide. Selon Environnement Canada, sur l'année, la température moyenne est de 5.8°C généralement avec un maximum moyen annuel de 25°C et un minimum moyen annuel de -15°C et les précipitations moyennes sont de 844.3 mm. La nappe phréatique est située à une profondeur entre 1.5 m et 2.9 m selon l'emplacement. La rue Saint Maurice est l'une des plus larges rues de la ville localisée dans le secteur Cap-de-la-Madeleine, où la Ville de Trois-Rivières a installé 54 ilots de biorétention sur une distance de 1.3 km entre le boulevard Ste-Madeleine au sud et le chemin des Sources au nord. Six CBR ont été bien équipées et instrumentées pour l'étude de ce projet afin de suivre leur performance pour l'enlèvement des polluants et la réduction des débits de pointe et des volumes de ruissellement (Miro, 2019; Stantec, 2017).



Figure 3.1: La Rue Saint-Maurice, Trois-Rivières (Google Earth Pro)

3.2 Échantillonnage

3.2.1 Planification des campagnes d'échantillonnage

Six CBR ont été construites sur les deux côtés de la rue Saint-Maurice entre les numéros 369 et 495, comme le montre la figure 3.2. Pour le suivi de la performance des CBR en termes de qualité et de quantité des eaux, des échantillonnages dans des périodes bien déterminées durant toute l'année ont été planifiés. En effet, pour avoir une meilleure connaissance de la performance des CBR et pour mieux comprendre leur fonctionnement, il est important de couvrir différentes conditions climatiques. Le projet prévoyait donc de caractériser la performance des CBR lors de campagnes d'échantillonnage dans les conditions suivantes :

- Échantillonnage en temps sec durant l'été, généralement en juin et juillet;
- Échantillonnage en temps humide, généralement d'août à octobre;
- Échantillonnage de la fonte des neiges, qui se produit généralement en fin mars ou avril.



Figure 3.2: Emplacement des CBR sur la rue St-Maurice (Comité de suivi, 2019)

Pour effectuer l'échantillonnage, un groupe d'étudiants travaillant sur le projet s'est déplacé sur le site à Trois-Rivières. Selon les prévisions météorologiques et la disponibilité du matériel, la date de l'échantillonnage était discutée et décidée à l'avance. Une pluie d'un minimum de 10 ou 15 mm est nécessaire pour effectuer un échantillonnage.

Les zones d'échantillonnage possibles sur le site sont les entrées de la biorétention pour récupérer l'affluent, les sorties de la biorétention pour récupérer l'effluent, l'égout pluvial et l'eau souterraine, représentées dans la figure suivante (figure 3.3).

Une coupe type de la biorétention illustrant mieux toutes les composantes du système est représentée sur la figure 3.4 et une coupe réelle de la biorétention installée à Trois-Rivières qui présentée à la figure 3.5.

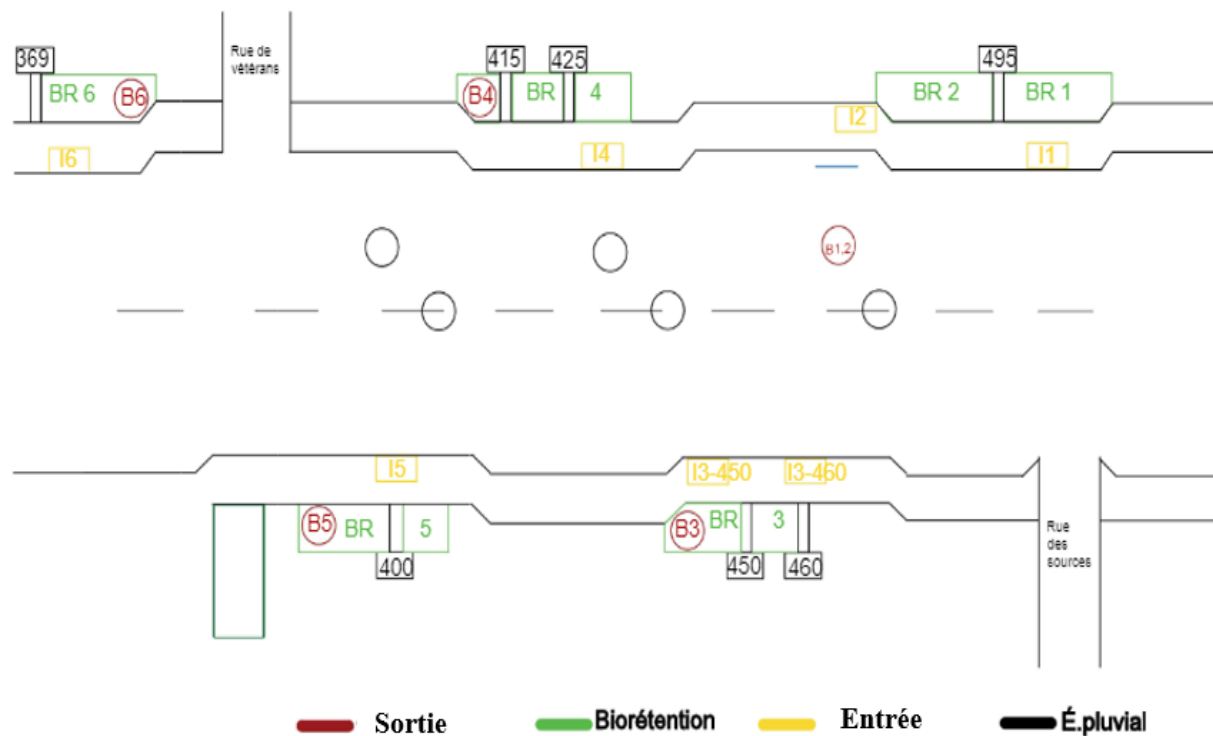


Figure 3.3: Plan des CBR (Miro, 2019)

Le puisard d'entrée est situé au niveau du trottoir. En temps de pluie, il permet de diriger l'eau vers la CBR à travers des ouvertures sur le côté de la rue, comme montré sur la figure 3.6. Le puisard est ouvert temporairement pour permettre l'échantillonnage.



Figure 3.6: Images du puisard d'entrée de la CBR (2019)

Le puisard de sortie se trouve dans la CBR, sauf pour les biorétentions 1 et 2 où il se trouve au milieu de la rue. Il permet un accès à l'eau traitée par la CBR à l'aide de deux drains de fondation représentés dans la figure 3.7. Le puisard de sortie contient aussi une conduite qui permet de diriger l'eau vers l'égout pluvial.

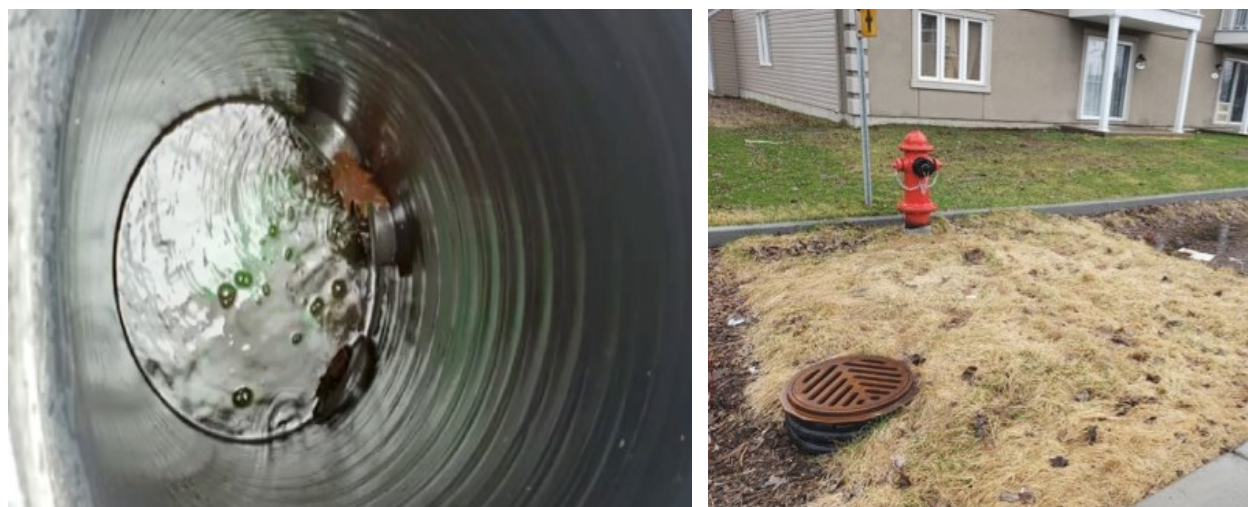


Figure 3.7: images du puisard de sortie de la CBR (2019)

Le tableau suivant (tableau 3.1) résume les caractéristiques des puisards d'entrée et de sortie.

Tableau 3.1: Caractéristiques des puisards d'entrée et de sortie

Caractéristique	Entrée	Sortie
Forme	Carré	Circulaire
Dimension du puisard (cm)	Largeur : 61 Hauteur : entre 150 et 220 selon la biorétention	Diamètre : 45 Hauteur : 165
Diamètre de la conduite (mm)	150	100
Matériau de la conduite	PVC Dr-35	Tuyau de polyéthylène perforé

L'échantillonnage dans ce projet est passé par plusieurs étapes d'améliorations des procédures et méthodes selon l'avancement du projet, les nouvelles considérations en fonction des défis rencontrés et les résultats préliminaires.

3.2.2 Méthodes d'échantillonnage

Le tableau 3.2 présente un bilan de tous les échantillonnages effectués durant le projet selon les dates et les conditions climatiques.

Tableau 3.2: Bilan de tous les échantillonnages effectués

Dates de l'échantillonnage	Conditions climatiques	Début de l'événement
11-07-2019	Temps de pluie (Orage)	20h10
02-08-2019	Temps sec	-
02-09-2020	Temps de pluie (Orage)	20h
26-03-2021	Fonte des neiges	6h

3.2.2.1 Campagne d'échantillonnage de l'été 2019

La première méthode d'échantillonnage consiste à échantillonner les six CBR durant un événement pluvieux. L'échantillonnage commence quelques minutes (5-10 min) après le début de la pluie pour laisser le temps à l'eau de s'écouler et d'entrer dans la biorétention. La collecte d'échantillon à tous les points d'échantillonnage, soit les conduites d'entrée, les conduites de sortie, et l'égout pluvial se fait d'une façon manuelle : une seule bouteille a été collectée à chaque point pour chaque événement.

Pour l'affluent (en portant des gants), il faut insérer une bouteille le plus proche possible de la conduite d'entrée pour s'assurer que l'eau récoltée est celle qui entre dans la CBR et non celle qui peut parfois être stagnée dans le puisard.

Pour l'effluent, l'échantillonnage est un peu plus compliqué vu que le puisard est plus profond et plus étroit et parce qu'il y a deux drains de fondation. L'échantillonnage se fait alors en collectant l'eau qui s'écoule des deux petites conduites à l'aide d'un seau attaché et elle est ensuite versée dans la bouteille correspondante.

Pour l'égout pluvial, étant situé au centre d'une voie de circulation, la présence des ingénieurs de la ville est obligatoire, car la circulation routière doit être bloquée à l'aide d'une signalisation particulière. Ainsi, cet échantillonnage dépend des conditions temporelles de l'événement. C'est-à-dire ce n'est pas possible d'échantillonner si l'événement pluvieux provient le soir ou la nuit. Une fois l'égout pluvial ouvert, un échantillon d'eau doit simplement être collecté en utilisant un seau si nécessaire.

Durant un événement pluvieux, l'objectif est de maximiser les points de mesure parmi l'ensemble des cellules afin de mieux comprendre et caractériser la qualité de l'eau et l'efficacité des CBR.

La fin de l'échantillonnage est marquée par la fin de l'événement pluvieux. Une fois terminé, tous les échantillons collectés sont conservés dans une glacière à 4 °C et transportés vers le laboratoire de Polytechnique Montréal pour l'entreposage des échantillons et la préparation des analyses en laboratoire.

3.2.2.2 Campagnes d'échantillonnage de 2020 et 2021

Une deuxième méthode d'échantillonnage des affluents et effluents des biorétentions a été mise au point afin d'améliorer la qualité des données collectées et faciliter les manipulations sur le terrain.

Cette méthode consiste à se concentrer sur une seule cellule de biorétention (CBR 4) durant un événement pluvieux pour permettre de mesurer une concentration moyenne événementielle des polluants à l'entrée et à la sortie de la cellule durant l'événement.

L'échantillonnage commence quelques minutes après le début de la pluie, puis des prélèvements d'eau sont prélevés à des intervalles de temps prédéterminés. Au début de l'événement, des échantillons à toutes les 10 minutes sont prélevés, puis après environ 30 minutes de pluie, les échantillons sont collectés toutes les 30 minutes. Finalement, si l'événement se poursuit, des prélèvements sont réalisés à chaque heure jusqu'à la fin de la pluie.

Cette méthode permet d'avoir plusieurs échantillons d'une seule biorétention, qui seront plus représentatifs de l'événement et qui permettront ainsi de mieux comprendre le fonctionnement de l'infrastructure verte.

3.2.3 Autres mesures sur le terrain et amélioration durant le projet

3.2.3.1 Mesures des débits

Les mesures des débits à l'entrée et à la sortie des CBR sur le terrain ont posé plusieurs défis durant ce projet. Des déversoirs en V ont été installés en juillet 2020 dans les puisards d'entrée des biorétentions qui ont la forme présentée à la figure 3.7. Cette boîte est fabriquée avec des matériaux imperméables, durables et chimiquement inertes. C'est un déversoir triangulaire à 90° qui est fermement monté dans le puisard du côté de la conduite d'entrée de la biorétention, tel que présenté à la figure 3.8, afin qu'il n'y ait pas de fuite autour. L'étanchéité du système a aussi été vérifiée plus tard en faisant des tests sur le terrain. La calibration du déversoir en V est effectuée dans le laboratoire d'hydraulique de Polytechnique Montréal en utilisant un canal hydraulique et en reproduisant des conditions similaires à celles présentes sur le terrain (pente, température, débit, etc.).

En faisant une analyse dimensionnelle et avec les résultats obtenus lors de la calibration, une équation de débit en fonction de la hauteur est développée (présentée ci-dessous) et validée en utilisant les résultats du terrain. Les mesures sur le terrain sont par la suite réalisées en utilisant des sondes de niveau (Solinst, levelogger Edge M10), qui mesurent le niveau de l'eau dans la conduite d'entrée, et corrigées pour la pression atmosphérique mesurée à partir d'un Solinst Barologger. Les

débits sont mesurés par la suite en utilisant les hauteurs obtenues sur le terrain et les équations développées (1) et (2).

$$Q_{calculé} = \frac{8}{15} (2g)^{\frac{1}{2}} (h)^{\frac{5}{2}} \tan\left(\frac{\theta}{2}\right) \quad (1)$$

Où :

- g = accélération gravitationnelle (9.81 m/s^2)
- θ = angle du déversoir en V (90 degrés)
- h = la hauteur mesurée depuis la base du V
- La valeur de C_e a été déterminée par calibration au laboratoire et représente le ratio entre le débit mesuré au laboratoire et le débit calculé par l'équation précédente évalué à 0.67

$$\frac{Q_{mesuré}}{Q_{calculé}} = C_e \quad (2)$$

Pour le calcul de C_e , des valeurs de débit variant entre $29.8 \text{ m}^3/\text{h}$ et $0.21 \text{ m}^3/\text{h}$ ont été testées telles que représentées au tableau 3.3. Il a été constaté que lorsque la hauteur d'eau mesurée est inférieure à 2.9 cm, le C_e n'est plus constant, mais cela a été négligé durant cette étude afin de conserver une valeur moyenne représentative.

Tableau 3.3: Données de calibration du déversoir en V

Q (mesuré) (m3/h)	H (déversoir) (cm)	Q (calculé) (m3/h)	C_e	Température (C)
29.8	12.3	45.12	0.66	22.5
25.4	11.6	38.97	0.65	22.5
16.7	9.7	24.92	0.67	22.5
9.3	7.6	13.54	0.68	23.5
8.7	7.4	12.66	0.68	24.2
3.493	5.2	5.24	0.66	24.2
1.844	4	2.72	0.67	-
0.824	2.9	1.21	0.67	-
0.239	1.5	0.23	1.02	25
0.210	1.6	0.27	0.76	25

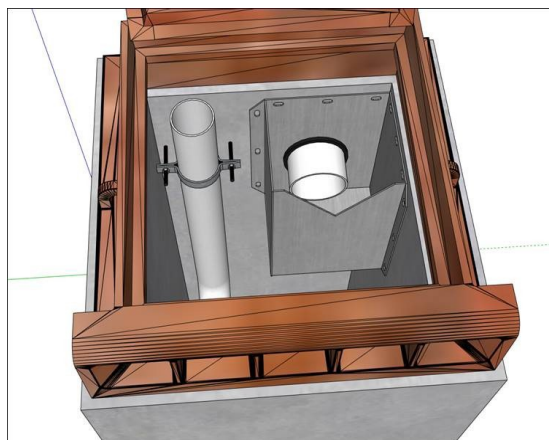


Figure 3.8: Plan de conception du déversoir en V

Pour le débit de sortie, une autre forme de déversoir est utilisée (Figure 3.9) avec une ouverture en V plus petite parce que les débits de sortie sont plus faibles. L'utilisation de deux compartiments permet d'assurer la stabilité et l'équilibre de l'eau à échantillonner et de maintenir un niveau stable de la hauteur d'eau à mesurer. Cette boîte a été installée en mars 2021 dans le puisard de sortie sous les deux petites conduites pour collecter l'eau.



Figure 3.9: Déversoir de sortie

Ce déversoir a été calibré dans le laboratoire pour obtenir une relation entre la hauteur d'eau et le débit (présentée ci-dessous). Les C_E pour les débits de sortie sont déterminés par une équation empirique déterminée avec Statistica (3). Les résultats des hauteurs mesurées sont collectés à la fin de l'événement pluvieux et convertis en débit.

$$C_E = -0.3026 * \left(\frac{Z}{h}\right) + 0.4416 \quad (3)$$

Où :

- Z est hauteur d'eau à l'extérieur du déversoir
- h est la hauteur d'eau à l'intérieur du déversoir

La hauteur d'eau à l'extérieur est mesurée par une sonde (levellogger Edge M10) et la hauteur d'eau à l'intérieur est mesurée par une sonde Siemens Sitrans LUT420 relié à un transducteur ultrasons XPS-5.

La même équation que celle pour le calcul du débit à l'entrée est utilisée avec un $\theta = 12 \text{ degré}$

$$Q_{mesuré} = C_E * \frac{8}{15} (2g)^{\frac{1}{2}} (h)^{\frac{5}{2}} \tan\left(\frac{\theta}{2}\right) \quad (4)$$

3.2.3.2 Utilisation des échantillonneurs automatiques

La CBR continue à évacuer de l'eau plusieurs heures après la fin de la pluie. C'est pour cette raison que l'utilisation d'un échantillonneur automatique (Teledyne ISCO modèle 6712) a été ajoutée, particulièrement pour étudier la qualité de l'eau de l'effluent.

L'échantillonneur automatique présenté dans la figure 3.10 a été utilisé dans la campagne d'échantillonnage de mars 2021, dans la sortie de la biorétention 4. Cet échantillonneur demeure sur le terrain afin de collecter l'eau de la conduite de sortie après la fin de l'événement pluvieux et permet de collecter des échantillons tout au long du temps de vidage de la CBR.

L'échantillonneur automatique contient 24 bouteilles de polypropylène de 1 litre de capacité. Il est programmé pour prélever un échantillon de 1 L chaque 1 heure. Pour cela un retour au terrain dans les 24 heures qui suivent est essentiel pour récupérer le matériel et les échantillons pour les analyses.



Figure 3.10: Échantillonneur automatique (Source : Teledyne ISCO, 2009)

3.2.3.3 Autres paramètres mesurés sur le terrain

Pendant un échantillonnage et après chaque échantillonnage prélevé, quelques paramètres sont à mesurer directement sur le terrain tels que : la température, le pH, la conductivité, la turbidité et l'oxygène dissous.

Ces paramètres tendent à varier lors du transport et de l'entreposage des échantillons, c'est pourquoi les mesures sont prises instantanément sur le terrain. Des sondes correspondantes tels que décrites au tableau 3.4, qui sont bien calibrées avant de commencer, sont utilisées pour prendre ces mesures.

Tableau 3.4: Appareils utilisés sur le terrain pour mesurer certains paramètres

Paramètres mesurés	Appareils utilisés
Température et pH	pH-mètre
Conductivité	Conductimètre
Turbidité	Turbidimètre
Oxygène dissous	Oxymètre

3.3 Laboratoire

Cette section présente les étapes de préparation avant chaque échantillonnage et les méthodes d'analyses effectuées sur les échantillons collectés.

3.3.1 Préparation de l'échantillonnage

La préparation est une étape primordiale pour réussir un échantillonnage. Une fois la date de l'échantillonnage plus ou moins prévue, quelques jours avant, on commence notre préparation. Cela inclut :

- Le lavage et l'autoclavage des petites bouteilles pour les nutriments.
- La préparation des vials en verre sans traces de carbone de 45 ml : c'est-à-dire de laver les vials, de les sécher dans le four pendant 1.5 heures entre 80°C et 105°C puis de les couvrir avec le papier aluminium, de les mettre au four à moufle 4 heures à 500°C et d'attendre 6 heures pour les laisser refroidir avant l'utilisation.
- La préparation des septums : c'est-à-dire de les tremper dans une solution 5% de persulfate de potassium, puis de les rincer 7 fois à l'eau Milli-Q et de les sécher.
- La mise en place des septums propres et des bouchons sur les vials.
- Le lavage et l'autoclavage des bouteilles de l'échantillonnage manuel et automatique.
- L'autoclavage des cônes de filtration et de leur base qui vont servir aux analyses microbiologiques.
- L'identification des bouteilles de 1 L pour contenir les échantillons récupérés le jour de l'échantillonnage.
- L'identification des vials, des tubes 15 ml et 50 ml et des petites bouteilles.

Juste avant de partir pour l'échantillonnage, il faut s'assurer de prendre avec nous tout matériel utile sur le terrain tel que : les glacières avec les icepacks, l'échantillonneur automatique avec les bouteilles, un seau et un fil, la perche pour ouvrir les regards et les puisards, les gilets de sécurité et des lampes torches, les appareils de mesure (présentés au tableau 3.3), un chronomètre, de l'eau Milli-Q, du papier et des gants, etc.

3.3.2 Analyses effectuées

Après l'échantillonnage et une fois de retour au laboratoire, plusieurs analyses sont à effectuer dans les 24 heures pour préserver les paramètres et caractéristiques de l'eau. Le tableau suivant résume toutes les analyses effectuées durant ce projet (tableau 3.5)

Tableau 3.5: Paramètres à analyser selon le point de prélèvement

Paramètres	Puisard d'entrée	Puisard de sortie	Égout pluvial	Eau souterraine
PO ₄ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺	✓	✓	✓	
Pt, Nt	✓	✓	✓	✓
COT, COD	✓	✓	✓	✓
Métaux	✓	✓	✓	✓
<i>E. coli</i> et CT	✓	✓	✓	✓
Chlorure	✓	✓	✓	✓

3.3.2.1 Méthode de détection des coliformes totaux et *E. coli* dans l'eau (Colilert)

Les analyses d'*E. coli* doivent être les premières réalisées, puisqu'elles sont les plus sensibles à une variation dans le temps.

Selon le protocole concernant la méthode Quanti-Tray®/2000 (échantillons liquides), les étapes à suivre sont (IDEXX, 2017) :

- Bien agiter l'échantillon;
- Déposer 100 ml d'échantillon dans un «pot pipi »;
- Ajouter un sachet de Colilert;
- Bien agiter;
- Déposer le tout dans une plaque Quanti-Tray;
- Déposer la plaque Quanti-Tray sur le support en caoutchouc Quanti-Tray 2000;

- Sceller la plaque dans un dispositif hermétique Quanti-Tray IDEXX;
- Déposer à l'incubateur à 35°C ±0.5°C pendant 24-28 heures.

En cas de dilution, il faut pipeter 10 ml de l'échantillon et transférer dans un « pot-pipi » de 100 ml, puis ajouter de l'eau Milli-Q jusqu'au trait de 100 ml et poursuivre la séquence des étapes ci-dessus.

La lecture de ces résultats se fait après 24-28h d'incubation et les concentrations sont exprimés en MPN/ 100 ml d'échantillon.

Pour les coliformes totaux, il faut compter le nombre de puits positifs (jaunes) gros et petits et se référer au tableau MPN (IDEXX, 2017) pour obtenir le nombre le plus probable (MPN).

Pour les *E. coli*, il faut évaluer la fluorescence avec une lampe UV. Un puit fluorescent est considéré positif pour *E. coli*. Il faut comptabiliser le nombre de puits positifs (fluorescents) gros et petits et se référer au tableau MPN (IDEXX, 2017) pour obtenir le nombre le plus probable (MPN) pour les *E. coli*.

3.3.2.2 Mesure de l'alcalinité

Selon le protocole de l'alcalinité par potentiométrie (Standard Methods, 2018), elle se fait par titrage à l'acide sulfurique H₂SO₄, et elle convient aux échantillons qui ont une faible alcalinité ou qui sont colorés. Les mesures de pH se font en utilisant une sonde de pH-mètre. La méthode consiste à :

- Verser 50 ou 100 ml de l'échantillon ;
- Titrer avec l'acide sulfurique N/50 (0.02 N) jusqu'à un pH égal à 4.5 (entre 4.3 et 4.7);
- Noter la descente de la burette B;
- Continuer le titrage jusqu'à une descente de pH de 0.03 unités;
- Noter la descente de burette totale C;
- Calculer l'alcalinité avec la formule suivante :

$$\text{Alcalinité} = \frac{(2 \times B - C) \times 0.02 \times 50000}{V} \frac{\text{mg}}{\text{l}} \text{ CaCO}_3$$

Où

- B : Volume de H₂SO₄ à pH= 4.5
- C : Volume de H₂SO₄ à pH= 4.8
- V : Volume initial versé

3.3.2.3 La filtration

Certaines analyses nécessitent une étape préliminaire de filtration avant de continuer, comme le montre le tableau 3.5. Le protocole de filtration au laboratoire consiste à :

- Commencer par filtrer un litre d'eau Milli-Q en connectant le tuyau sous-vide, afin de rincer le filtre 0.45 µm;
- Déplacer par la suite le filtre soigneusement avec une pince propre et le rincer avec la solution de l'échantillon;
- Commencer à filtrer l'échantillon (le moins chargé), verser chaque quantité dans le contenant correspondant et finalement l'entreposer tel qu'expliqué dans le tableau 3.6.

Tableau 3.6: Information concernant l'entreposage et l'analyse des échantillons

Étape préliminaire	Paramètres	Contenant	Volume (ml)	Entreposage	Laboratoire
Filtré 0.45µm	PO ₄ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , NH ₄ ⁺	Tube centrifuge	50	-20°C	UDEM- GRILL
	Pt, Nt	Bouteille en PE	125	4°C	
	COT	Vials décarboné	40	4°C	
Filtré 0.45µm	COD	Vials décarboné	40	4°C	
Acidifié à 2% HNO ₃	Métaux totaux	Tube centrifuge	15	4°C	
Filtré 0.45µm	Chlorure	Bouteille	1	T° ambiante	Poly- CRÉDEAU
Autoclave	<i>E. coli</i>	Bouteille PE	125	4°C	

On continue par la suite le remplissage des échantillons qui ne nécessitent pas la filtration dans le contenant correspondant sans oublier d'acidifier à l'acide nitrique 2% HNO_3 le tube pour l'analyse des métaux totaux en utilisant une pipette digitale.

Tous les échantillons seront par la suite entreposés dans le bon endroit selon la température requise au laboratoire.

CHAPITRE 4 MODÉLISATION SUR SWMM

Le modèle hydrologique *Storm Water Management Model* (SWMM) version 5.1.014 a été utilisé dans ce projet afin de simuler le ruissellement engendré par les précipitations et afin d'évaluer la performance des CBR pour la réduction des débits et des volumes de ruissellement. Il reproduit ainsi la quantité et la qualité des eaux de ruissellement générées par les précipitations en plus de plusieurs paramètres tels que la rétention, l'infiltration et l'évapotranspiration des eaux de ruissellement.

4.1 Secteur étudié

Le secteur étudié sur le modèle SWMM se situe sur la rue Saint-Maurice, dans le secteur Cap-de-la-Madeleine, Trois-Rivières. La figure suivante (Figure 4.1) présente les limites du bassin de drainage urbain à l'étude, qui est situé au sud du Rang St-Malo et l'ouest de la rue Saint-Maurice.



Figure 4.1: Localisation du secteur étudié (Stantec, 2016)

Selon la plus récente version de l'orthophoto 2018 obtenue sur Jmap et présentée à la figure 4.2 et les informations de la Ville de Trois-Rivières, le secteur étudié possède un système d'égout séparatif en totalité. Sur cette figure, les conduites bleues sont les égouts pluviaux, les conduites vertes sont les égouts sanitaires, les conduites vert foncé sont les égouts unitaires et les conduites

mauves sont les égouts pseudo-séparatifs. Le cercle rouge indique la localisation d'un site de dépôt à neiges et le cercle noir, un trop-plein. Le secteur comprend un trop-plein à l'intersection des rues des-Jardins-du-Golf et du Marthelinois et un entreposage des neiges usées sur le boulevard J.-Réal-Desrosiers marqué sur la figure 4.2.

Le réseau d'égout dans ce secteur était un réseau unitaire avant la construction du projet : l'idée initiale était de changer une partie du réseau en un système séparatif (rue Saint-Maurice), mais qui rejoindrait un peu plus loin le réseau unitaire. Cependant, au moment des travaux de construction, la Ville de Trois-Rivières a décidé de changer en totalité le système d'égout du secteur en un système séparatif, ce qui a modifié l'orientation de l'étude concernant l'impact sur les surverses.

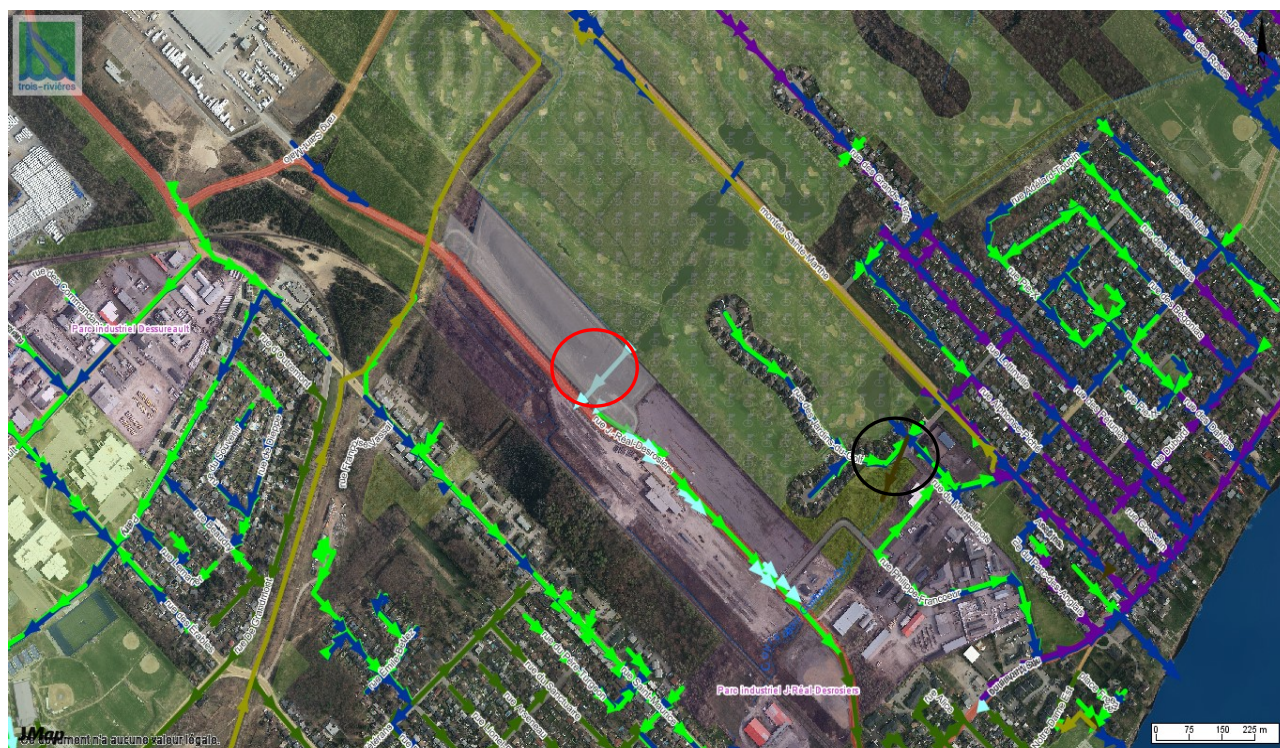


Figure 4.2: Réseau d'égout sur le secteur étudié

Il se compose majoritairement de zones résidentielles, culturelles et récréatives (ex : terrain de golf), de zones commerciales et industrielles, de services liés au transport, de services publics et des zones non exploitées, comme présentées sur la figure 4.3 sur l'occupation des sols de la Ville de Trois-Rivières.

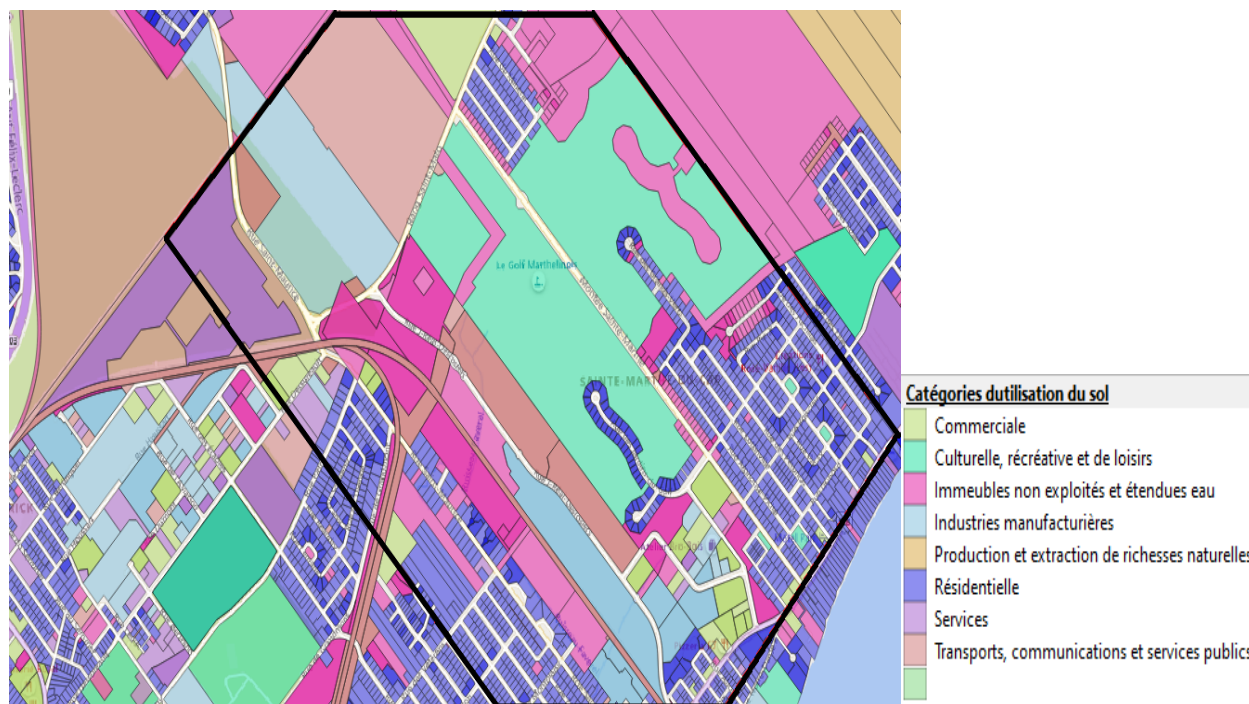


Figure 4.3: Catégories d'utilisation du sol du secteur étudié (Source : La Ville de Trois-Rivières)

Le modèle SWMM est divisé en 88 sous-bassins de superficies comprises entre 0,044 ha et 35,39 ha, avec une moyenne de 2,05 ha par sous-bassin. Cette division a été réalisée par les ingénieurs de la Ville de Trois-Rivières. Le modèle comporte aussi 68 nœuds et 72 liens. Les nœuds représentent les regards d'égouts sur le secteur et les liens représentent les conduites. Leurs caractéristiques, telles que les longueurs, les diamètres des conduites et la profondeur maximale des nœuds ont été déterminés par la Ville de Trois-Rivières.

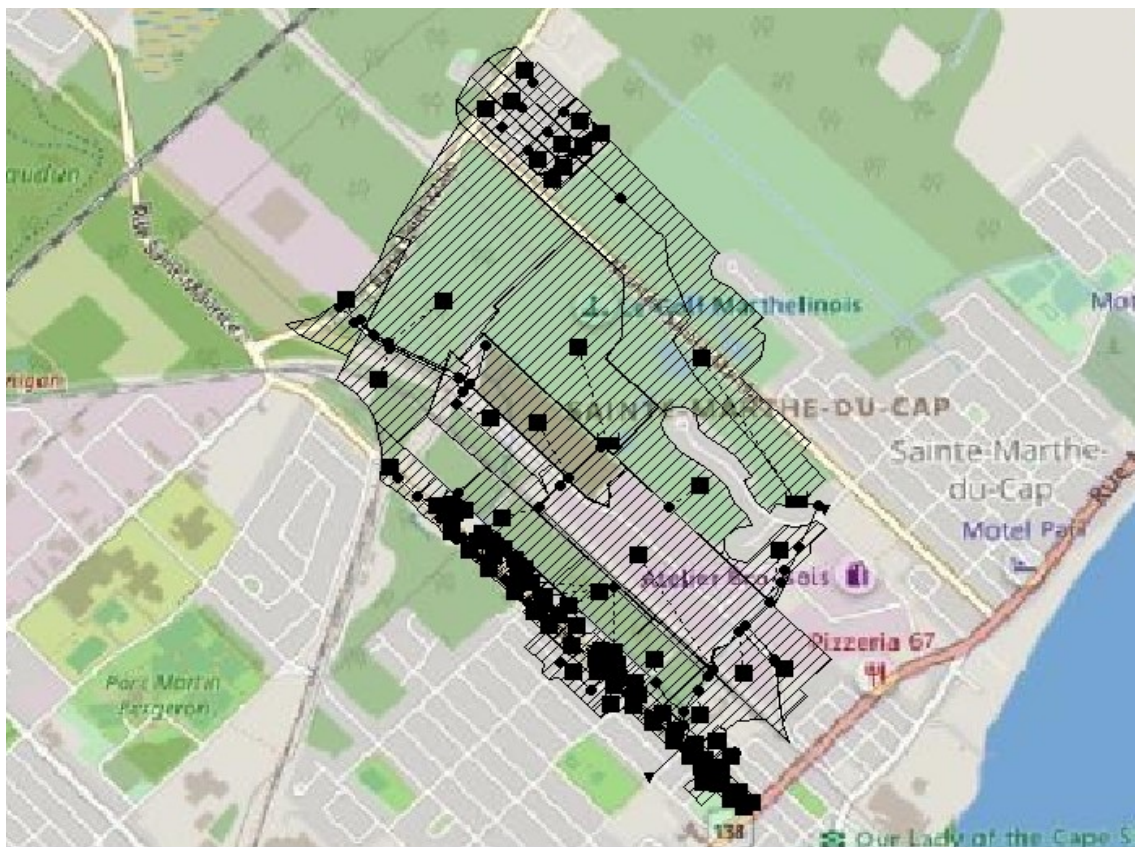


Figure 4.4: Secteur étudié sur le modèle SWMM (Source : La Ville de Trois-Rivières)

L'objectif de cette étape du projet était de modéliser la mise en place des CBR pour comprendre leur efficacité au niveau de la réduction des débits moyens, débits de pointe et des volumes de ruissellement dans un milieu urbain. Une comparaison entre les résultats du modèle sans CBR et avec CBR a été effectuée pour estimer et évaluer cette performance. Le modèle a été modifié sur SWMM pour obtenir une version locale qui inclut uniquement la rue Saint-Maurice sur laquelle sont installées les CBR. Ce système local (présenté à la figure 4.5) prend en compte seulement les sous-bassins qui sont liés d'un côté et d'autre à la rue Saint-Maurice et non pas tout le système de drainage.

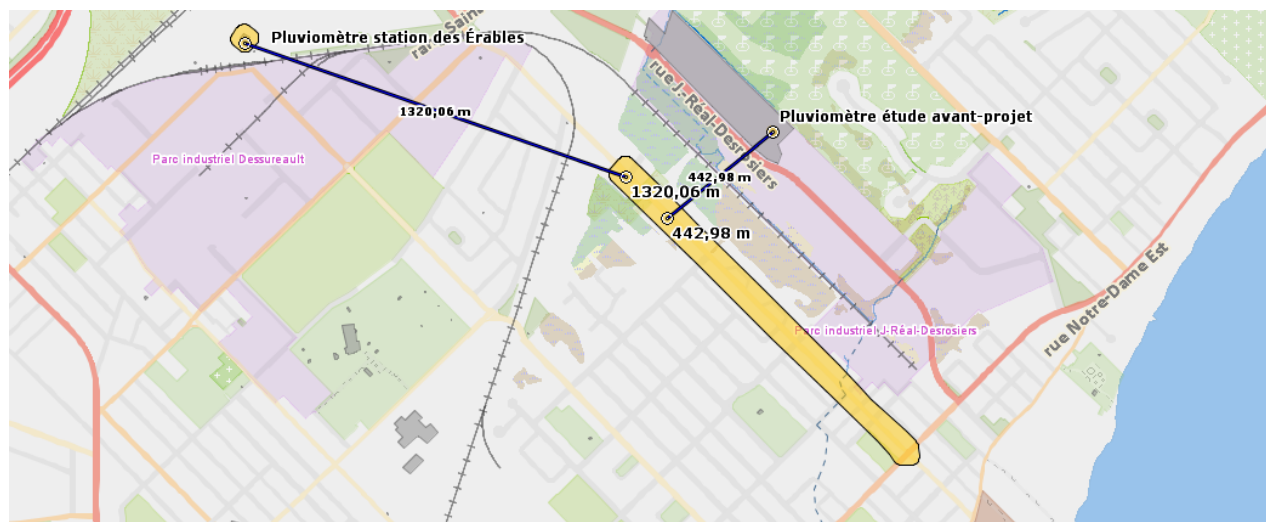


Figure 4.6: Emplacement des pluviomètres (La ville de Trois-Rivières)

Pendant la conception du modèle et pour modéliser les débits, une pluie synthétique de type Chicago d’une durée de 3 heures avec une période de retour de 5 ans a été utilisée avec modification du pas de temps à 10 minutes. Le choix de cette pluie a été basé sur le double du temps de concentration suffisant pour faire réagir l’ensemble du bassin versant. En effet, le temps de concentration a été estimé à environ 92 à 97 minutes, c’est-à-dire 1.6 heures. Pour cela, l’utilisation d’une pluie de 3 h de durée est adéquate pour ce projet afin de dégager les événements critiques pour le système de drainage à l’étude.

4.2.2 Données de débitmètres

Depuis 2016, les données de débit dans les conduites du système d’égout pluvial ont été mesurées à l’aide de 4 débitmètres installés par la Ville de Trois-Rivières à différents endroits stratégiques sur le site. Ces débitmètres ont été installés afin de tenir compte du débit provenant du cours d’eau Faverel qui traverse les lots étudiés. L’emplacement est fait au niveau des regards 215 (Sortie Latreille), 211 (Sortie de St-Maurice), 213 (Cours d’eau Faverel) et 465 (Chemin des Sources).

En août 2019, l’équipe de Polytechnique Montréal et la Ville de Trois-Rivières ont installé 5 sondes de débit pour continuer à estimer les débits provenant du cours d’eau Faverel dans les conduites pluviales et pour évaluer le débit provenant du cours d’eau Émissaire et du milieu humide. Pour cela, une 1^{ère} sonde a été installée en amont du site du projet, une 2^{ème} a été placée au niveau de la conduite Chemin des Sources, une 3^{ème} a été installée au niveau de la conduite Cours d’eau Émissaire et une 4^{ème} a été installée dans un regard au niveau du milieu humide. La 5^{ème} sonde a

été installée en aval de la zone d'étude et a été exploitée pour permettre la comparaison entre le débit d'entrée et le débit de sortie dans les conduites durant la modélisation sur SWMM. L'emplacement des sondes de débit est schématiquement présenté sur la carte suivante par des points rouges.



Figure 4.7: Positionnement des débitmètres de Polytechnique Montréal

4.2.3 Données géospatiales

Une carte orthophoto de 2018 ainsi que les couches de données d'occupation des sols en format shapefile (.shp) ont été fournies par la ville partenaire. Le logiciel JMap Pro 7 a été utilisé pour explorer la carte afin de localiser les cours d'eau, les regards pluviaux et les conduites d'égout.

Le logiciel QGIS (version 3.10.14) a été utilisé pour ouvrir les données d'occupation des sols. En utilisant le logiciel QGIS, une image appelée « backdrop » a été créée avec les différentes utilisations de sol pour obtenir une image en fond d'écran dans le modèle SWMM et permettre de se localiser par rapport à chaque sous-bassin. Par la suite, et en utilisant Google Earth, l'occupation des sols principale des sous-bassins étudiés a été déterminée.

En raison de la modification des terrains (installation des infrastructures vertes, nouveaux bâtiments, stationnements, etc.) entre la situation de 2016 et 2020, l'ensemble de ces données a été

utilisé par la suite pour calculer l'aire et le pourcentage des zones imperméables dans chaque sous-bassin.

4.3 Calibration et ajustement du modèle

Le modèle reçu de la Ville de Trois-Rivières avait été calibré et validé avec les données de 2016 avant l'installation des CBR. Une vérification et un ajustement de la situation actuelle de 2020 et une nouvelle calibration sur tout le système de drainage modélisé ont donc été nécessaires.

4.3.1 Choix d'événements

À partir des données pluviométriques de 2020, 4 événements pluvieux ont été choisis entre mai et décembre. Le choix des événements a été basé sur la durée et l'intensité de pluie. Ce sont les événements d'orage, les événements les plus longs et les événements les plus intenses durant cette période de 2020.

Les caractéristiques des événements choisis sont regroupées dans le tableau 4.1 :

Tableau 4.1: Caractéristiques des événements pluvieux choisis

Événement pluvieux	Type d'événement	Date de l'événement	Heure du début	Durée	Hauteur maximale (mm/ 5 minutes)	Hauteur totale (mm)
1	Court et intense	19-07-2020	5:00	3h 15 min	5.68	13.2
2	Moyen événement	27-07-2020	10:10	5h 50 min	1.1	16.8
3	Long événement	04-08-2020	11:15	15h 50 min	2.4	91.3
4	Orage	11-08-2020	19:25	25 min	5.88	16.3

Selon les hauteurs totales de pluie ainsi que leurs durées, il est jugé intéressant d'utiliser ces événements pour calibrer le modèle et étudier la réponse des infrastructures vertes dans de telles conditions.

4.3.2 Modification des paramètres généraux du modèle

Durant la calibration, plusieurs paramètres ont été modifiés en raison des changements apportés entre la situation de 2016, avant l'installation des CBR, et la situation de 2020. Pour cela, en se basant sur la version SWMM du système de drainage entier, les pourcentages d'imperméabilité de tous les sous-bassins dans le modèle ont été vérifiés et modifiés. Cette démarche a été réalisée en utilisant la carte orthophoto sur JMap et la délimitation des sous-bassins dans le modèle SWMM. Puis, l'aire de chaque zone imperméable est calculée manuellement et convertie en pourcentage d'imperméabilité par rapport à la superficie totale du sous-bassin. Le pourcentage d'imperméabilité a légèrement changé dans 15 sous-bassins parmi 88 tels que présenté au tableau 4.2. Ces valeurs ont alors été modifiées. Le modèle Horton a été utilisé pour estimer l'infiltration. Par contre, le modèle utilisé ne prend pas en compte les processus hydrologiques des régions froides.

Tableau 4.2: Pourcentages d'imperméabilité modifiés des sous-bassins entre 2016 et 2020

Sous-bassins	Valeur de 2016	Valeur de 2020
CM-159	33%	30%
CM-158	43%	50%
CM-106	42%	40%
CM-117	32%	30%
CM-154	42%	40%
CM-153	44%	42%
CM-152	42%	39%
CM-133	36%	34%

Tableau 4.3: Pourcentages d'imperméabilité modifiés des sous-bassins entre 2016 et 2020 (Suite)

Sous-bassins	Valeur de 2016	Valeur de 2020
CM-151	35%	31%
CM-131	32%	29%
CM-150	36%	33%
CM-148	35%	33%
CM-134	36%	33%
CM-146	36%	30%
CM-145	36%	33%

Après plusieurs essais, d'autres modifications ont été effectuées au niveau des regards et des conduites dans le but de régler le débit entrant et initial dans le réseau à cause de la présence des ruisseaux drainés dans le système et qui génèrent en tout temps (surtout en temps de pluie) un débit dans les conduites qui devrait être ajouté. En effet, une profondeur initiale a été ajoutée dans les regards qui sont en intersection avec les cours d'eau et un débit initial a été ajouté dans toutes les conduites du réseau en se basant sur le débit minimal mesuré par les sondes en provenance des cours d'eau.

4.3.3 Modélisation des CBR avec SWMM

Après avoir changé les paramètres dans le modèle, la modélisation sur SWMM a commencé par l'ajout des CBR sur le modèle. La calibration a été effectuée sur le modèle de drainage entier en réalisant plusieurs simulations afin de trouver la bonne combinaison de paramètres LID. Ces paramètres choisis ont été utilisés par la suite pour effectuer les simulations, une fois sur le système de drainage entier et par la suite sur le système local.

4.3.3.1 Paramètres des contrôles de DFI

La fonctionnalité LID de SWMM a été utilisée pour modéliser les PGO, le type CBR a été ajouté au modèle. Les superficies des cellules ont été estimées entre 24 et 48 m². En effet, les CBR sont situées sur toute la rue Saint-Maurice et possèdent soit 2m ou 4m de largeur, mais des longueurs différentes. Afin de simplifier les dimensions et de présenter le plus fidèlement possible les 54 cellules, une longueur moyenne a été estimée. Le calcul a été fait en considérant que seulement la moitié de la longueur de la rue où se situe le projet est disponible pour l'installation des CBR (en éliminant les entrées des maisons, les intersections et les zones de stationnement), soit 650 m de 1300 m total. Cette longueur est divisée sur le nombre total des cellules (54 cellules) permettant d'obtenir des longueurs d'environ 12 m pour chaque CBR. Sachant que les CBR utilisées possèdent deux largeurs différentes, d'où la supposition que la moitié des cellules ont 2 m de largeur et la deuxième moitié ont 4 m de largeur.

Les paramètres de ces LID sont très variés dans chaque cellule. Pour cela, et pour des raisons de simplification, le travail a été effectué en considérant des valeurs moyennes pour les 54 cellules selon les plages de valeurs disponibles. Ces valeurs ont été choisies à partir de la littérature et des manuels d'utilisation de SWMM (Autixier et al., 2014; Joshi et al., 2021; Lee et al., 2017; Rossman & Huber, 2016; Rossman., 2015). Différentes combinaisons de paramètres ont été choisies selon les valeurs par défaut dans SWMM, les valeurs suggérées dans le manuel de SWMM (Rossman., 2015) (comme le calcul du coefficient du drain) et à partir d'autres études antérieures :

- L'étude de Joshi et al. (2021) portant sur l'impact des CBR parmi différentes approches sur les débordements d'égouts unitaires, sur le bassin versant de Fehraltorf situé à l'est de Zurich, en Suisse;
- L'étude de Autixier et al. (2014) qui évaluent l'efficacité des CBR vis-à-vis les surverses sur une zone urbaine du Grand Montréal, Québec, Canada;
- Et celle de Wang, M. et al. (2021) qui étudient la performance des systèmes de biorétention à long terme dans la gestion des eaux de ruissellement dans des conditions de changement climatique dans une ville à haute densité en Chine.

Le tableau 4.3 résume l'ensemble des valeurs testées, où les valeurs retenues après la calibration sont en gras. Plusieurs simulations ont été effectuées, et pour chaque simulation, les débits d'eau

simulés ont été comparés avec les débits observés au niveau de la sonde 5 jusqu'à ce que la différence entre ces débits soit la plus faible possible. Au total, 4 simulations ont été réalisées pour identifier la meilleure combinaison des paramètres. Une cinquième simulation a été réalisée suite au choix final des valeurs des paramètres, basé sur un jugement personnel en considérant les conditions spécifiques des CBR et en se basant sur les résultats de la calibration présentés dans la section 5.2.1.

Tableau 4.4: Choix des paramètres des LID

	Paramètres	Simulation 1	Simulation 2	Simulation 3	Simulation 4
Surface	Hauteur de Berme (mm)	200	150	75	300
	Volume du vegetation (fraction)	0	0	0,05	0,05
	Rugosité de surface (n)	0,1	0,2	0,1	0
	Pente de la surface (%)	0,77	1,5	0,77	0
Soil	Épaisseur (mm)	600	500	450	600
	Porosité (frac.vol)	0,5	0,5	0,5	0.5
	Capacité capillaire (frac.vol)	0,12	0,15	0,19	0.15
	Point de flétrissement (frac.vol)	0,03	0,08	0,085	0.08
	Conductivité (mm/h)	12,69	119,4	119	80
	Pente de conductivité	10	10	10	10
	Tension capillaire (mm)	89	89	110	80

Tableau 4.5: Choix des paramètres des LID (Suite)

	Paramètres	Simulation 1	Simulation 2	Simulation 3	Simulation 4
Storage	Épaisseur (mm)	300	100	150	300
	Ratio des vides	0,5	0,3	0,5	0.67
	Taux de fuites (mm/h)	0,5	4	1,3	13
	Facteur de colmatage	0	0	0	0
Drain	Coefficient du drain	8,4	8,4	8,4	2.5
	Exposant pour drain	0,5	0,1	0,5	0.5
	Hauteur decalage du drain (mm)	0	10	13	150

4.3.3.2 Ajout des CBR dans le modèle

À partir de la carte orthophoto, des plans et des schémas techniques du projet, l'identification des sous-bassins avec CBR correspondant dans SWMM a été réalisée suivant les simplifications.

L'identification du nombre de cellules et de leur taille dans chaque sous-bassin a été faite en utilisant JMap, en regardant l'espace disponible et la composition de chaque sous-bassin. En respectant le nombre total des cellules et la superficie, les CBR ont été ajoutées selon l'emplacement choisi. Pour cela, des CBR de 24 et 48 m² de superficie ont été placées tout au long de la rue Saint-Maurice en alternance sur les deux côtés de la rue.

Lors de la mise en place des CBR dans les sous-bassins correspondants, des valeurs de 25% de saturation initiale, de 30% des zones imperméables traitées et de 10% des zones perméables traitées ont été choisies, tel qu'indiqué dans la figure 4.8. Ces valeurs ont été définies selon la compréhension de la situation réelle des CBR sur le terrain.

Figure 4.8: Paramètres des CBR dans les sous-bassins tels qu'entrés dans SWMM

4.3.4 Vérification de la justesse de la calibration

Pour la vérification de la justesse de la calibration, les 4 événements cités au tableau 4.1 ont été simulés et comparés avec les données observées. Les données réelles pour la comparaison ont été obtenues à partir de la sonde 5 située à l'aval du projet. Le point de comparaison entre les valeurs de débit simulé et les valeurs de débit observé était la conduite CO-12. La méthode de l'erreur quadratique moyenne normalisée (NRMSE) a été utilisée pour l'évaluation de la justesse de la calibration en suivant la formule suivante (D'Agostino & Stephens, 1986):

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum (Q_m - Q_o)^2}{N}}$$

$$NRMSE = \frac{RMSE}{Q'_o}$$

Où

- $RMSE$ est le l'erreur quadratique moyenne
- Q_m est le débit modélisé
- Q_o est le débit observé
- N est le nombre d'observations
- Q'_o est la moyenne du débit observé

4.4 Simulations effectuées

Les simulations ont été effectuées en deux parties : d'une part, en utilisant le modèle du système de drainage de tout le secteur disponible et d'autre part, en utilisant la version du système local seulement, soit la portion de la rue Saint-Maurice modifiée pour l'implantation des 54 cellules de biorétention.

4.4.1 Modélisation avec un système de drainage entier

Après avoir effectué la calibration et les ajustements nécessaires du modèle, les premières simulations ont été effectuées sur tout le système de drainage modélisé sur SWMM (figure 4.4). Le système de drainage entier vise le secteur Cap-de-la-Madeleine où ces limites sont présentées à la figure 4.3 et dont la superficie totale modélisée est de 111.7 hectares. Ces simulations visent à comprendre la performance des cellules installées vis-à-vis de la réduction des débits et des volumes durant des événements pluvieux. Pour cela, pour chacun des 4 événements choisis, des simulations ont été effectuées avec et aussi sans les CBR pour permettre la comparaison entre les deux situations.

4.4.2 Modélisation avec un système local : rue Saint Maurice

Dans un deuxième lieu, et puisque le système de drainage était plus grand que les 54 cellules et qu'on n'observe pas un effet important des CBR à l'échelle du secteur modélisé, un système local a été créé (figure 4.5). Une deuxième modélisation a été alors effectuée sur ce système local qui se concentre dans la zone où se situent les 54 CBR (rue Saint-Maurice). Les mêmes événements pluvieux testés dans le premier cas ont été simulés afin de regarder l'efficacité des CBR et afin de permettre une comparaison avec la situation du système de drainage entier.

CHAPITRE 5 RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1 Présentation des résultats expérimentaux

Les résultats d'analyses effectués durant ce projet sont présentés dans cette partie par événement d'échantillonnage durant les années 2019, 2020 et 2021. Les résultats d'analyses de matières organiques sont présentés en premier, suivis des résultats d'analyses de nutriments et finalement les résultats d'analyses de métaux sont présentés. Une interprétation générale des résultats est par la suite réalisée.

5.1.1 Résultats des campagnes d'échantillonnages de 2019

5.1.1.1 Échantillonnage en temps humide (11-07-2019)

Un événement de pluie a fait l'objet d'un premier échantillonnage au cours de l'été 2019 (11 juillet). L'événement a débuté à 18h, a diminué en intensité vers 20h40 et a pris fin vers 22h tel que représenté à la figure 5.1. L'orage a été intense et de courte durée, ne permettant pas d'échantillonner les égouts pluviaux. L'échantillonnage a commencé 15 minutes après le début de la pluie. Pour cet échantillonnage, les débits d'entrée et de sortie n'ont pas été mesurés et un seul prélèvement par site a été effectué. Pour la plupart des cellules, il n'y avait aucun débit sortant, à l'exception des cellules 4 et 5. Pour cela, les résultats présentés dans les tableaux suivants (5.1, 5.2, 5.3) donnent une idée grossière sur la concentration des polluants dans les eaux de ruissellement.

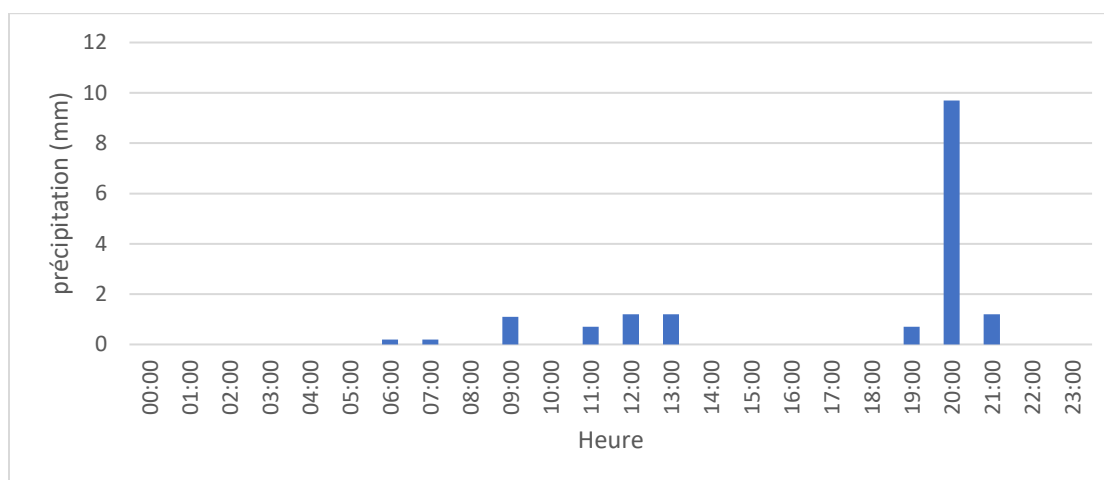


Figure 5.1: Précipitation horaire durant l'événement du 11-07-2019

- Résultats des analyses de matières organiques

Tableau 5.1: Concentrations en matière organique COT et COD dans les CBR en temps de pluie

Paramètre	Numéro cellule	COT (mg/L)	COD (mg/L)
Entrée	1	2	2.1
Entrée	2	4.5	5.3
Entrée	3-450	3.7	6.8
	3-460	3.7	5
Entrée	4	2.9	3.4
Sortie		8.7	8.7
% de production pour la cellule 4		200	156
Entrée	5	3.5	4.1
Sortie		n/a	12.5
% de production pour la cellule 5		-	204

Il n'y a pas d'analyse COT (carbone organique total) pour l'échantillon de la sortie 5 en raison d'une forte présence de particules qui empêchent la lecture des concentrations par la sonde.

La concentration de COT à l'entrée des cellules varie entre un minimum de 2 mg/L et un maximum de 4.5 mg/L alors que la concentration de COD (carbone organique dissous) varie entre 2.1 mg/L et 6.8 mg /L. Pour les cellules 4 et 5, où un échantillon de l'eau sortante de la CBR a pu être analysé, une augmentation de la concentration de COT et COD a été observée. La principale origine de cette augmentation à la sortie est possiblement expliquée par la décomposition de débris organiques de végétaux et d'animaux dans la CBR. En effet, en raison des températures élevées (20°C), l'activité

biologique est plus importante et donc la décomposition de la matière organique, telle que les racines, les plantes et les bactéries, est plus présente (Blecken et al., 2010). Toute cette matière se trouve finalement dans l'effluent.

▪ Résultats des analyses de nutriments

Tableau 5.2: Concentrations en nutriments (azote et phosphore) en temps de pluie

Num CBR	Paramètres	PT (µg/L)	PO ₄ (µg/L)	NT (µg/L)	NO ₃ (µg/L)	NH ₄ (µg/L)
1	Entrée	52.5	9.3	658	114	215
2	Entrée	101.2	14.3	1316	128	873
3-450	Entrée	54	21.8	1179	201	860
3-460	Entrée	48.3	19.6	997	235	572
4	Entrée	44.7	15.6	777	180	400
	Sortie	9.9	2.2	2445	1770	86.9
% de réduction ou de production (+) pour la cellule 4		78	86	+215	+883	78
5	Entrée	47.9	17.8	639	132	357
	Sortie	40.4	1.8	1430	143	734
% de réduction ou de production (+) pour la cellule 5		16	90	+124	+8.3	+51

À partir des résultats d'analyses des nutriments présentés dans le tableau 5.2, une réduction de la concentration de PT et PO₄ a été observée dans la sortie des CBR 4 et 5, alors qu'une augmentation de la concentration de matières azotées a été observée. C'est d'ailleurs ce qui a été observé dans

plusieurs études et qui a été expliqué par les processus d'ammonification et de nitrification qui se déroulent dans la biorétention entre les événements de pluie (Blecken et al., 2007; Roy-Poirier et al., 2010b)

- Résultats des analyses de métaux

Tableau 5.3: Concentrations en métaux en temps de pluie

Num CBR	Paramètres	Cu (µg/L)	Zn (µg/L)	Cd (µg/L)	Pb (µg/L)	Mn (µg/L)	Fe (µg/L)
1	Entrée	4.05	18.37	0.02	0.68	9.46	125.0
2	Entrée	3.21	29.29	0.05	0.80	22.01	615.4
3-450	Entrée	1.89	21.53	0.02	0.44	12.98	344.8
3-460	Entrée	3.41	9.87	0.01	0.87	8.88	152.7
4	Entrée	2.09	6.11	0.01	0.54	7.82	145.7
	Sortie	2.40	8.51	0.03	0.49	313.47	81.3
% de réduction ou de production (+) pour la cellule 4		+14.8	+39	+200	9.3	-	44
5	Entrée	2.81	15.21	0.01	0.48	10.58	159.1
	Sortie	4.03	4.43	0.04	0.29	1240.31	4667.2
% de réduction ou de production (+) pour la cellule 5		+43	71	-	40	-	-

Selon les résultats d'analyse des métaux présentés dans le tableau 5.3, une grande variabilité a été observée entre les différentes cellules. Les concentrations moyennes du Cu, du Zn, du Cd, du Pb,

du Mn et du Fe à l'entrée de l'affluent sont respectivement 2,91 µg/L, 16,73 µg/L, 0,02 µg/L, 0,64 µg/L et 257,1 µg/L. Des concentrations très élevées de Mn et Fe ont été trouvées dans l'effluent de la cellule 5. Pour le reste des métaux, des plages différentes de diminution ou d'augmentation ont été observées.

5.1.1.2 Échantillonnage en temps sec (02-08-2019)

L'échantillonnage par temps sec du 02 août 2019 a commencé vers 12h. Le puisard de sortie des cellules 1 et 2 n'a pas été échantillonné parce qu'il nécessite la présence des partenaires de la ville. Les tableaux 5.4, 5.5 et 5.6 résument les résultats des analyses réalisées. L'échantillonnage en temps sec a été réalisé dans le but de mieux comprendre les concentrations potentielles qu'on puisse retrouver au niveau des cellules. Il a été effectué au niveau des puisards d'entrée et de sortie à partir de l'eau stagnante au fond des puisards. Ces données ne permettent donc pas de caractériser la performance des cellules pour l'enlèvement de contaminants.

- Résultats des analyses de matières organiques

Tableau 5.4: Concentration de la matière organique en temps sec

Paramètre	Numéro cellule	COT (mg/L)	COD (mg/L)
Entrée	1	2.9	3.3
Entrée	2	1.6	1.4
Entrée	3-450	7.8	7.4
	3-460	8.0	8.2
Sortie	3	n/a	8.2
Entrée	4	8.5	8.9
Sortie		n/a	9.5

Tableau 5.5: Concentration de la matière organique en temps sec (Suite)

Paramètre	Numéro cellule	COT (mg/L)	COD (mg/L)
Entrée	5	5.2	4.9
Sortie		n/a	14.3
Entrée	6	n/a	11.8
Sortie		n/a	6.6

L'eau provenant des sorties a vraisemblablement été collectée directement de l'eau stagnante au fond du puisard (et non pas de l'eau sortante des conduites). Pour cela, les analyses de COT n'ont pas pu être réalisées en raison de la présence de particules dans les échantillons.

La concentration moyenne du COT à l'affluent a été estimée à 5.6 mg/L et celle du COD à 6.5 mg/L. Selon les analyses d'effluents, les cellules répondent différemment. Pour les cellules 3 et 4, une légère augmentation de la concentration de COD a été constatée, alors que pour la cellule 5, une augmentation importante a été constatée. Pour la cellule 6, une diminution a été constatée. Ces augmentations sont peut-être expliquées par la provenance de l'eau de sortie (puisard).

▪ Résultats des analyses de nutriments

Tableau 5.6: Concentrations en nutriments en temps sec

Num CBR	Paramètres	PT (µg/L)	PO ₄ (µg/L)	NT (µg/L)	NO ₃ (µg/L)	NH ₄ (µg/L)
1	Entrée	463.1	64.8	3247	1020	1310
2	Entrée	224.4	140.7	2369	1330	734
3-450	Entrée	60.9	24.3	972	104	451
3-460		70.0	34.3	1184	168	461
3	Sortie	282.9	20.2	1708	707	68

Tableau 5.7: Concentrations en nutriments en temps sec (Suite)

Num CBR	Paramètres	PT (µg/L)	PO ₄ (µg/L)	NT (µg/L)	NO ₃ (µg/L)	NH ₄ (µg/L)
4	Entrée	104.5	43.5	1788	142	1010
	Sortie	35.9	7.3	1298	223	467
5	Entrée	106.7	47.3	1073	356	119
	Sortie	53.2	2.8	1548	220	889
6	Entrée	588.5	73.1	12299	44	11700
	Sortie	25.8	8.2	1537	1110	74

Selon les résultats obtenus sur le contrôle des CBR en temps sec présentés au tableau 5.5, il a été trouvé que les CBR agissent différemment vis-à-vis des nutriments. Pour le phosphore total et le phosphate, des diminutions de concentration ont été observées entre l'entrée et la sortie des cellules 4, 5 et 6, comparativement à une augmentation du PT dans la cellule 3. Des concentrations élevées en termes de matières azotées ont été observées dans presque toutes les cellules à l'entrée et à la sortie. Une grande variabilité dans les concentrations d'azote total, de nitrate et d'ammonium a été remarquée entre l'entrée et la sortie des cellules. Par exemple, pour les cellules 3, 4 et 6 une production de nitrates a été observée. Pour les cellules 3 et 5, une production d'azote total a été observée contre une diminution dans les cellules 4 et 6. L'ammonium a été diminué dans la sortie de toutes les cellules échantillonnées excepté pour la cellule 5.

- Résultats des analyses de métaux

Tableau 5.8: Concentration des métaux en temps sec

Num CBR	Paramètres	Cu (µg/L)	Zn (µg/L)	Cd (µg/L)	Pb (µg/L)	Mn (µg/L)	Fe (µg/L)
1	Entrée	25.33	561.11	0.302	9.58	787	2450
2	Entrée	3.45	140.39	0.029	0.28	25	403
3-450	Entrée	4.84	44.48	0.039	75.13	14	174
3-460	Entrée	3.74	18.71	0.030	58.88	11	215
3	Sortie	5.86	24.30	0.093	36.54	555	1553
4	Entrée	7.97	22.65	0.030	22.03	13	484
	Sortie	5.92	18.95	0.110	39.87	3607	167
5	Entrée	4.80	37.78	0.030	1.65	17	479
	Sortie	4.39	18.19	0.046	36.86	776	10252
6	Entrée	6.72	132.21	0.069	31.09	116	2162
	Sortie	3.60	9.01	0.060	16.45	839	195

D'après les résultats présentés au tableau 5.6, les concentrations moyennes en métaux ainsi que la moyenne des pourcentages d'enlèvement ou de réduction ont été calculées et présentées au tableau 5.7. Ces résultats ont permis de conclure que le cuivre et le zinc ont été plutôt éliminés par les cellules, que le cadmium et le plomb n'ont été que très peu touchés et que le manganèse et le fer ont été fortement libérés durant l'événement pluvieux.

Tableau 5.9: Concentrations moyennes de métaux

Concentration (µg/L)	Cu	Zn	Cd	Pb	Mn	Fe
À l'entrée	8.12	136.7	0.075	28.3	140	909.5
À la sortie	4.94	17.6	0.077	32.43	1444.2	3041.75

- Résultats des analyses d'*E. coli* pour 2019

Les résultats d'analyses d'*E. coli* en comparaison entre le temps sec et le temps de pluie de l'année 2019 sont présentés au tableau suivant 5.8.

Tableau 5.10: Comparaison des concentrations en *E. coli* par temps humide et par temps sec à l'été 2019

Paramètre	Numéro de la cellule	Concentration en <i>E. coli</i> temps humide (MPN/100ml)	Concentration en <i>E. coli</i> en temps sec (MPN/100ml)
Entrée	1	160	74
Entrée	2	2 098	-
Entrée	3-450	960	-
	3-460	960	-
Sortie	3	n/a	52
Entrée	4	630	20
Sortie		n/a	-
Entrée	5	10	10
Sortie		-	-
Entrée	6	n/a	-
Sortie		n/a	-

En temps sec, la présence des *E. coli* est inférieure, voire inexistante dans le puisard d'entrée de la CBR, par rapport à celle en temps humide. L'apport des *E. coli* est grossièrement lié aux eaux de ruissellement générées pendant un événement pluvieux. Pour les cellules 4, 5 et 6 en temps sec, les *E. coli* n'ont pas été détectés dans le puisard de sortie. Par contre, pour la cellule 3, le nombre d'*E. coli* a augmenté dans la sortie. Ce résultat est probablement lié à l'eau stagnante dans le puisard de sortie et dépend fortement du temps de rétention dans ce puisard.

5.1.2 Résultats des campagnes d'échantillonnages de 2020 et 2021

5.1.2.1 Échantillonnage en temps de pluie du 02-09-2020

Un échantillonnage en temps de pluie a eu lieu le 02 septembre 2020. La pluie a commencé vers 20h et s'est terminée vers 21h55 tel que présenté à la figure 5.2. Les mesures de débit de sortie ont été réalisées manuellement en utilisant un seau et un chronomètre. Les échantillons ont été pris seulement à l'entrée et la sortie de la CBR 4 afin d'obtenir plusieurs points de mesures et de calculer ensuite une concentration moyenne événementielle des polluants.

Le débit à l'entrée de la cellule varie entre 2.6 et 2.8 l/s et celui de la sortie varie entre 0.002 et 0.07 l/s. Ainsi, les CBR ont permis une réduction d'environ 98% du débit.

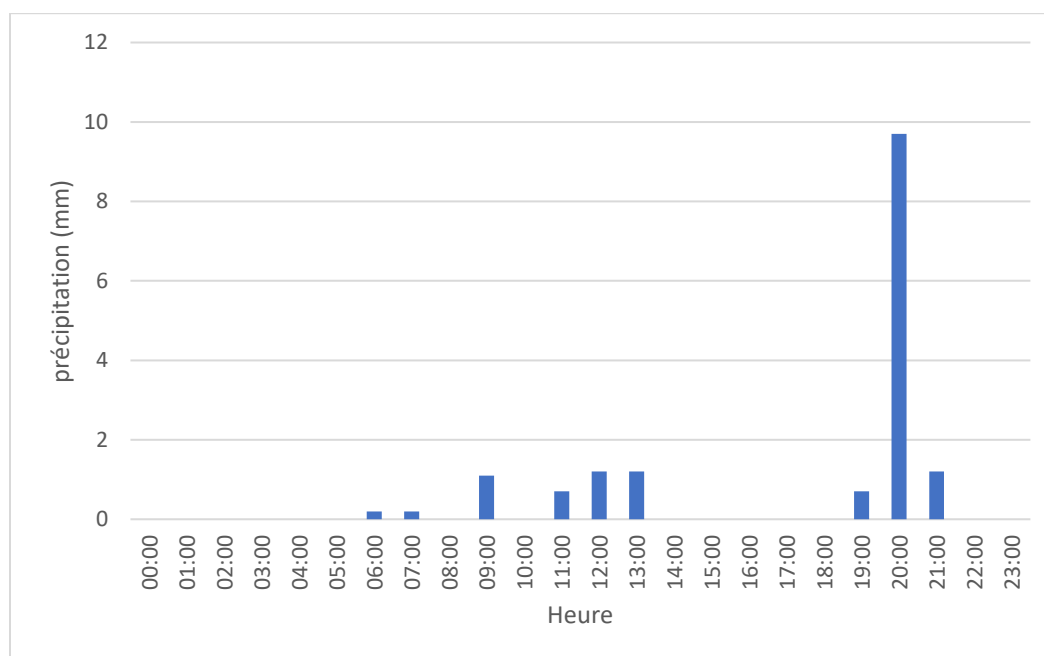


Figure 5.2: Précipitation horaire durant l'événement du 02-09-2020

- Résultats des analyses de matières organiques

D'après la figure 5.3 sur l'évolution de la matière organique dans la CBR, une augmentation de la concentration en COT et en COD a été observée en comparaison entre l'affluent et l'effluent. Cette augmentation est très importante et est estimée approximativement au double de la concentration pour le COD et pour le COT durant l'événement. Le tableau 5.9 résume ces pourcentages d'augmentation.

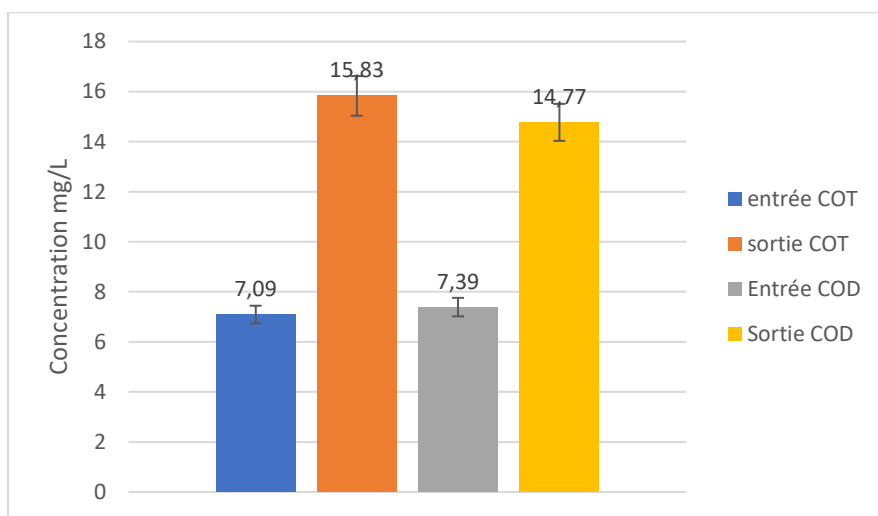


Figure 5.3: Concentrations en matière organique à l'entrée et à la sortie de la CBR 4

Tableau 5.11: Pourcentage d'augmentation de la concentration de matières organiques dans la CBR 4

Paramètres analysés	COT	COD
Pourcentage d'augmentation (%)	123	100

- Résultats des analyses de nutriments

Selon l'évolution des nutriments présentée à la figure 5.4, le phosphore et l'azote ne se comportent pas de la même façon. En ce qui concerne le phosphore, une réduction au niveau du PT a été remarquée. Cette réduction a été évaluée à 47.6%. Une légère production du PO_4 estimée à 28.5% a été aussi calculée. En ce qui concerne l'azote, une production très importante d'azote total et de

nitrate, dépassant les 300%, a été évaluée ainsi qu’une légère production de NH_4^+ estimé à 25.4%. Ces pourcentages de production et de réduction sont présentés au tableau 5.10.

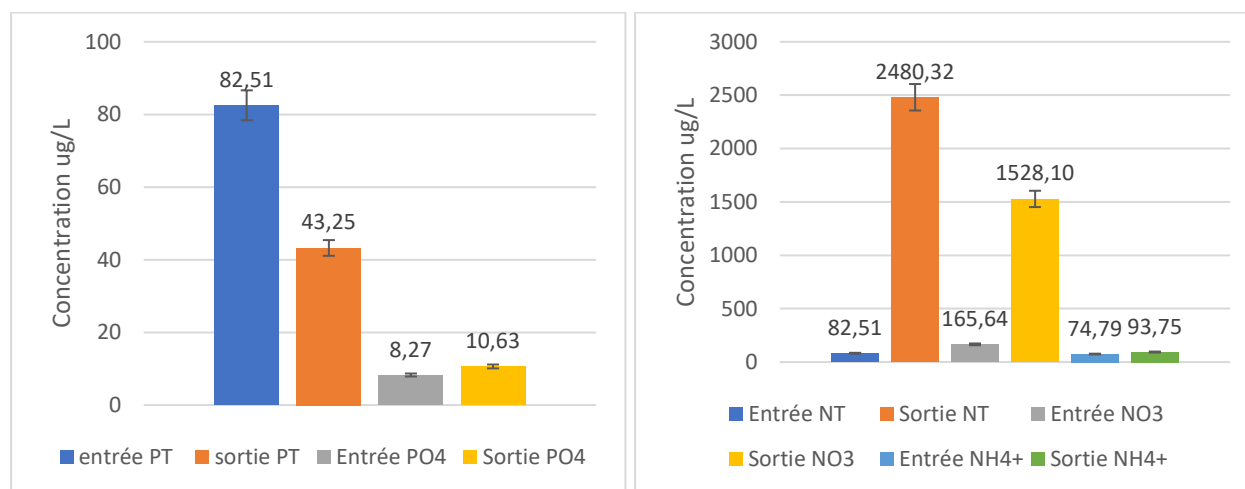


Figure 5.4: Concentrations des nutriments à l'entrée et à la sortie de la CBR 4

Tableau 5.12: Pourcentages de réduction et de production des nutriments dans la CBR 4

Paramètre analysés	PT	PO ₄	NT	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺
Pourcentages de réduction ou de production (+)	47.6	+28.5	+330	+822	+25.4

■ Résultats des analyses de métaux

Pour plusieurs métaux, une réduction en concentration de l'effluent par rapport à l'affluent a été constatée, tel que représentée à la figure 5.5. Les pourcentages de réduction des concentrations en Cr, Ni, Cu, Zn et Fe sont regroupés dans le tableau suivant 5.11. Ceux-ci varient entre 23.8 et 62.2%. Par contre, pour le reste des métaux (magnésium, calcium, potassium, manganèse et plomb), des concentrations excessivement importantes à la sortie ont été observées.

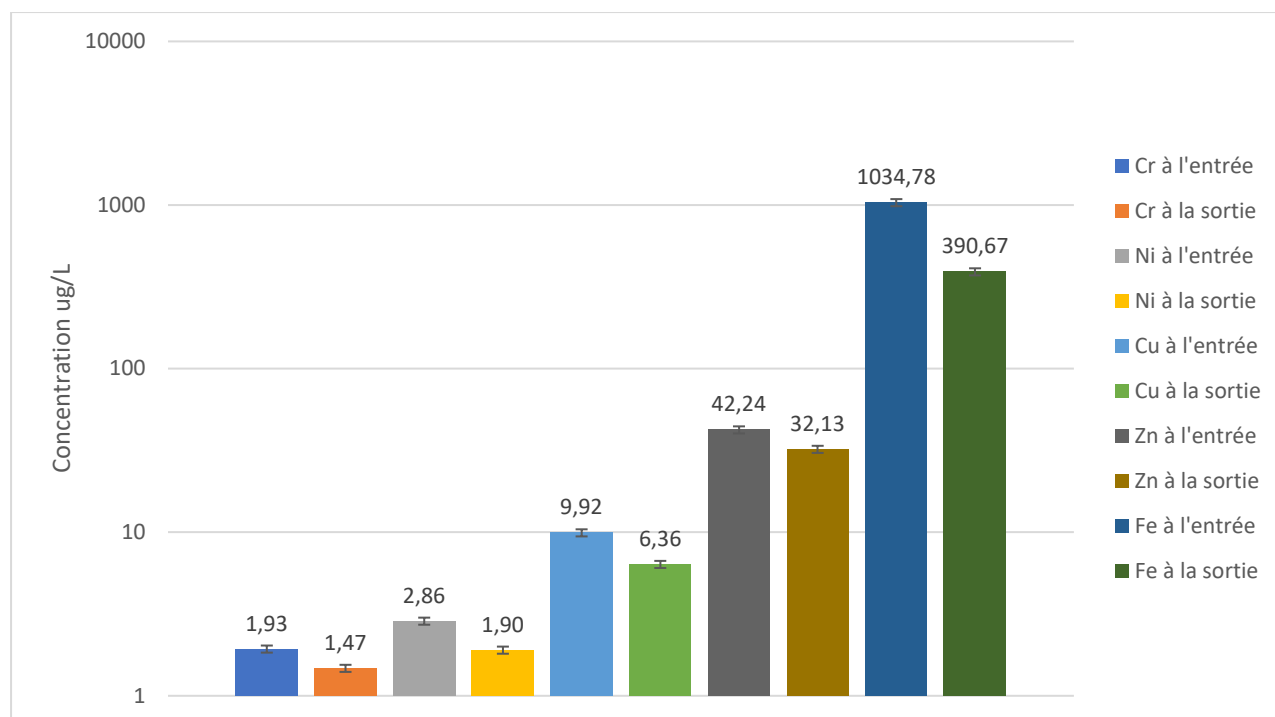


Figure 5.5: Réduction des concentrations en métaux dans la CBR

Tableau 5.13: Pourcentage de réduction de la concentration de certains métaux

Métaux	Cr	Ni	Cu	Zn	Fe
% de réduction	23.8	33.5	35.9	23.9	62.2

▪ Résultats des analyses d'*E. coli*

La concentration moyenne en *E. coli* a été estimée à 1.05 MPN au niveau des affluents. Les analyses d'*E. coli* ont montré que les concentrations étaient sous les limites de détection dans les effluents.

5.1.2.2 Échantillonnage en temps de pluie du 26-03-2021

Un échantillonnage a eu lieu le 26 mars 2021 pendant la fonte des neiges. L'événement a commencé vers 6h du matin et l'échantillonnage a commencé à 8h50 et s'est poursuivi jusqu'à 16h. Un échantillonneur automatique a été installé à partir de 16h le 26 mars. L'eau à la sortie de la CBR 4 a été prélevée durant 24 heures à chaque heure. L'évolution des précipitations, du débit entrant et du débit sortant sont présentés à la figure 5.6. Pour les résultats de la qualité et afin

d'avoir une allure en fonction du temps durant l'événement, les figures ont été générées en termes de charges de polluants, c'est-à-dire en utilisant le débit en continu (chaque minute) et en considérant que la concentration des polluants est constante entre chaque prélèvement.

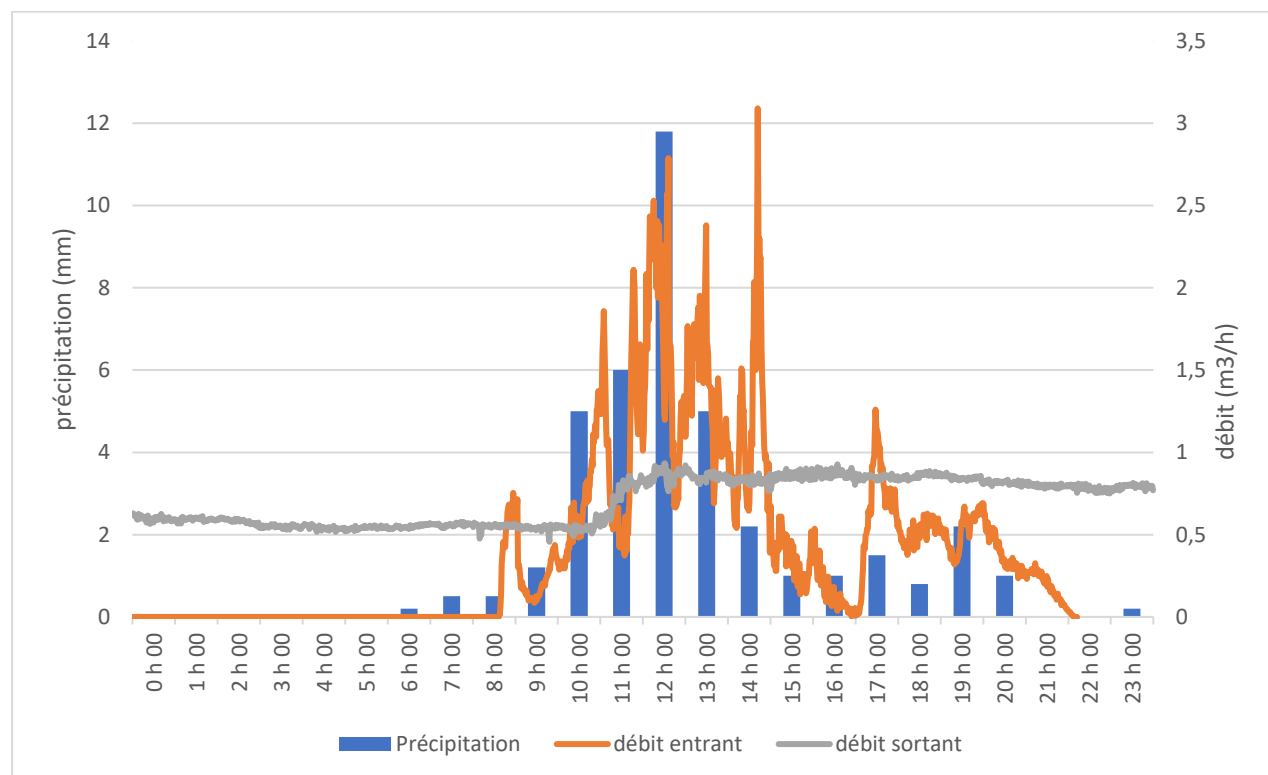


Figure 5.6: Évolution horaire des précipitations, du débit entrant et du débit sortant pendant l'événement

Selon la figure, un débit sortant a été observé même avant le début de la pluie. Ceci est expliqué par la quantité de neige qui a commencé à fondre plusieurs heures/jours avant l'événement. Le premier débit à l'entrée de la cellule a été enregistré vers 8h37 et il suit grossièrement l'évolution de la quantité de précipitations avec un certain décalage. C'est le temps nécessaire pour qu'un ruissellement se forme et entre dans la cellule. Pour le débit sortant, une augmentation a été remarquée (vers 10h30), soit quelques heures après le début de la pluie. Ce délai représente probablement le temps de réponse de la CBR. Malgré l'intensité de la pluie et l'importance du débit entrant qui a dépassé les 3 m³/h, la CBR a permis de maintenir un débit sortant faible et plus ou moins stable de l'ordre de 0,8 m³/h. Outre que la réduction des débits moyens, la réduction des débits de pointe durant l'événement a été aussi remarquée et évaluée à une moyenne de 74.2%.

- Résultats des analyses de matières organiques

Les résultats d'analyse sont présentés dans la figure 5.7. Au début de l'événement, les charges de COD et de COT à l'entrée ont été beaucoup plus élevées que celles à la sortie et elles diminuent au cours du temps. Les charges entrantes de COD et de COT suivent en quelque sorte le débit de ruissellement entrant à la cellule. En plus, le pic de la charge à la sortie est en retard par rapport au pic de la charge à l'entrée. Le COD et le COT continuent à diminuer dans l'affluent après la fin de l'événement pour revenir à leur niveau initial. En considérant que les charges entrantes sont nulles après la fin de la pluie, les pourcentages d'augmentation en termes de charge de COD et COT sont respectivement estimés à 27.4 et 38.8 %.

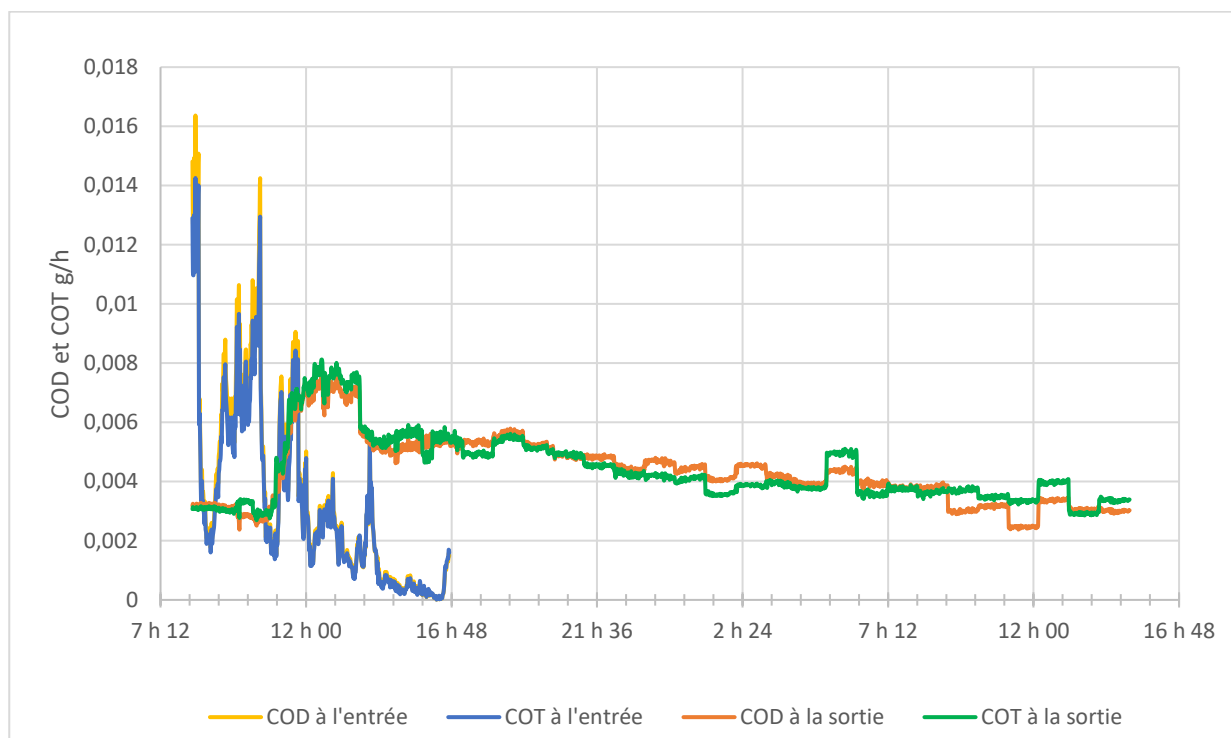


Figure 5.7: Évolution du COD et COT à l'entrée et à la sortie de la CBR 4

▪ Résultats des analyses de nutriments

Une augmentation très importante au niveau de l'azote sortant est remarquée sur la figure 5.8. Dès le début de l'événement, des charges supérieures de NT et de NO_3^- à la sortie ont été constatées. Ces charges augmentent au fur et à mesure que la charge de matières azotées à l'entrée augmente. La production de l'azote continue et reste importante même après la fin de l'événement.

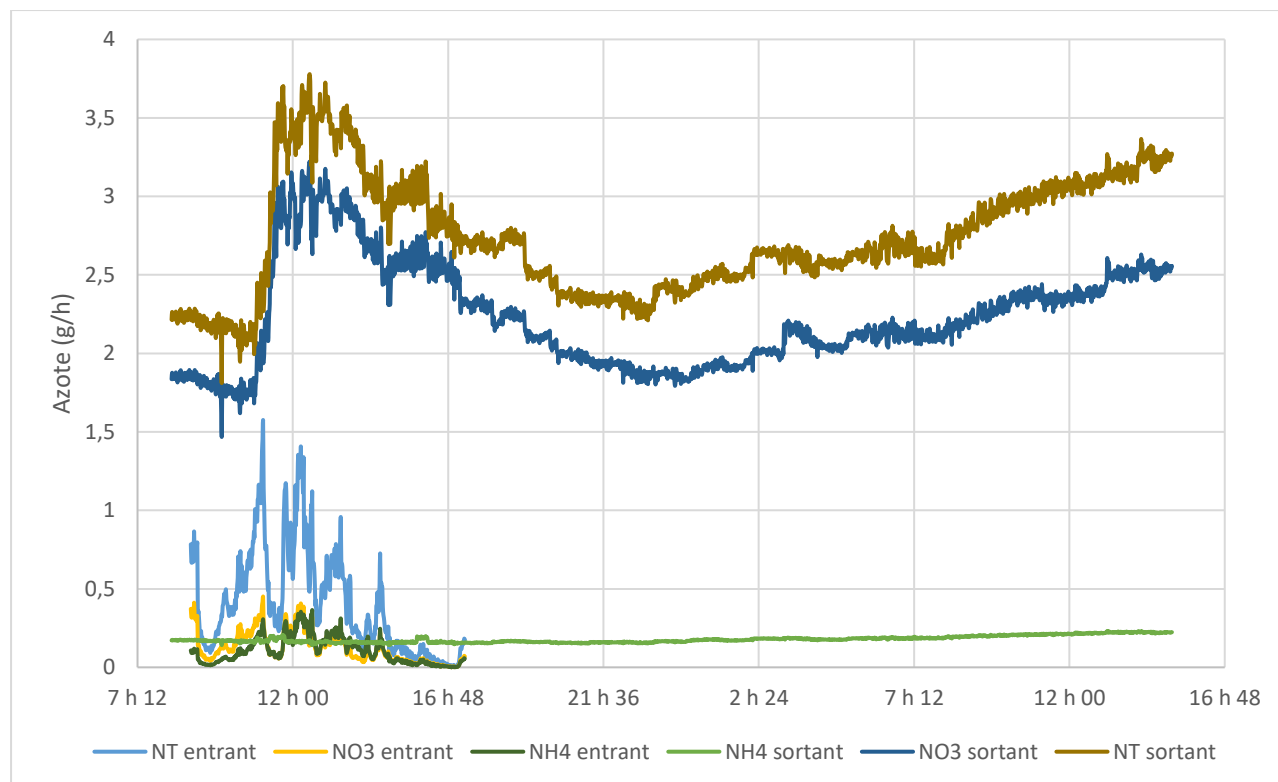


Figure 5.8: Évolution de l'azote entrant et sortant dans la CBR 4

Pour le phosphore, les résultats sont présentés à la figure 5.9 et, grossièrement, ils montrent une réduction des charges en PT et en PO_4 . En effet, les charges à l'entrée sont plus importantes en comparaison aux charges à la sortie. L'évolution des charges sortantes suit en quelque sorte l'évolution des charges entrantes. Après la fin de l'événement, la CBR continue de libérer des charges très faibles en PT et en PO_4 . En considérant que les charges de phosphore sont nulles après la fin de la pluie, la réduction du PT a été estimée à 93.5 % et la réduction du PO_4 a été estimée à 71.4%.

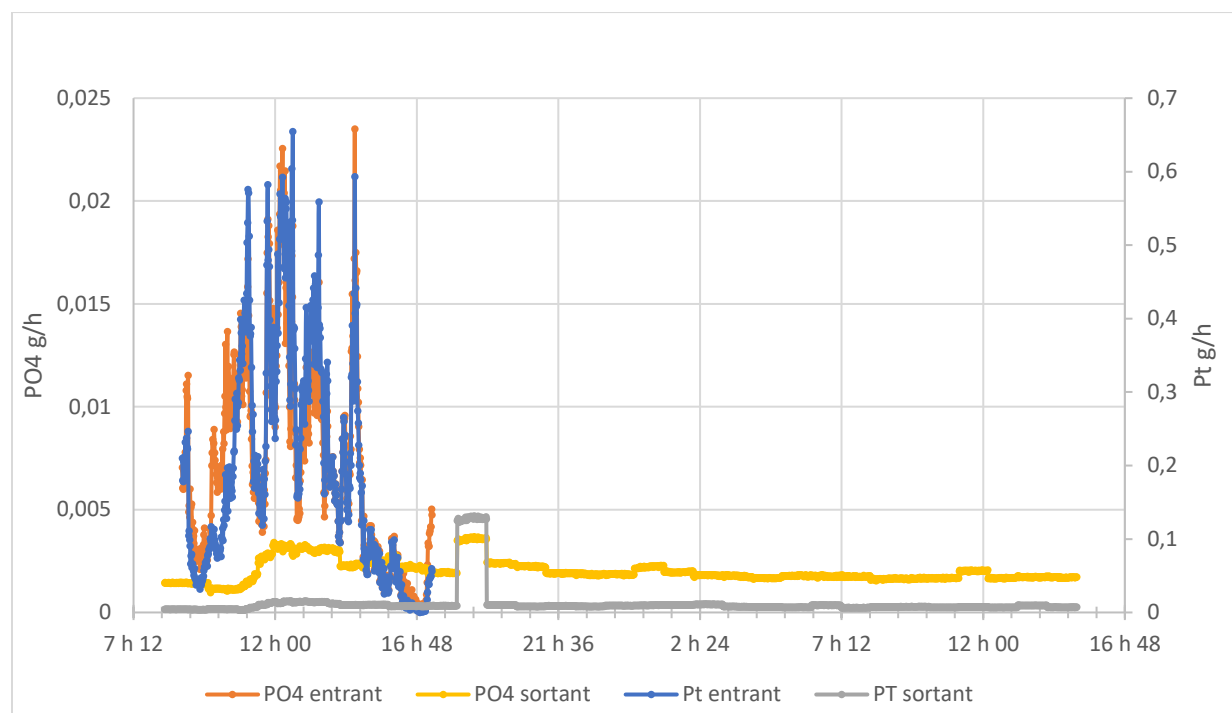


Figure 5.9: Évolution du phosphore entrant et sortant dans la CBR 4

■ Résultats des analyses de métaux

En ce qui concerne les métaux, la figure 5.10 regroupe l'évolution des charges des métaux durant l'événement. Il a été constaté que l'ensemble des métaux suit la même tendance à l'entrée et que pour la plupart d'entre eux une réduction à la sortie a été observée. Ils suivent généralement la courbe du débit entrant.

Pour le Fe, un maximum de 23 g/h comme charge entrante a été observé. Les charges à la sortie sont très faibles, soit moins de 1 g/h, et gardent pratiquement un niveau constant. Le pourcentage de réduction a été estimé à 89.4%.

Pour le Mn, un maximum de 0.5 g/h a été enregistré comme charge entrante. Les charges sortantes sont de l'ordre de 0.1 g/h. Au début et vers la fin de l'événement, les charges sortantes en Mn dépassent les charges entrantes, mais en moyenne, un pourcentage de réduction de 8.5 % a été calculé.

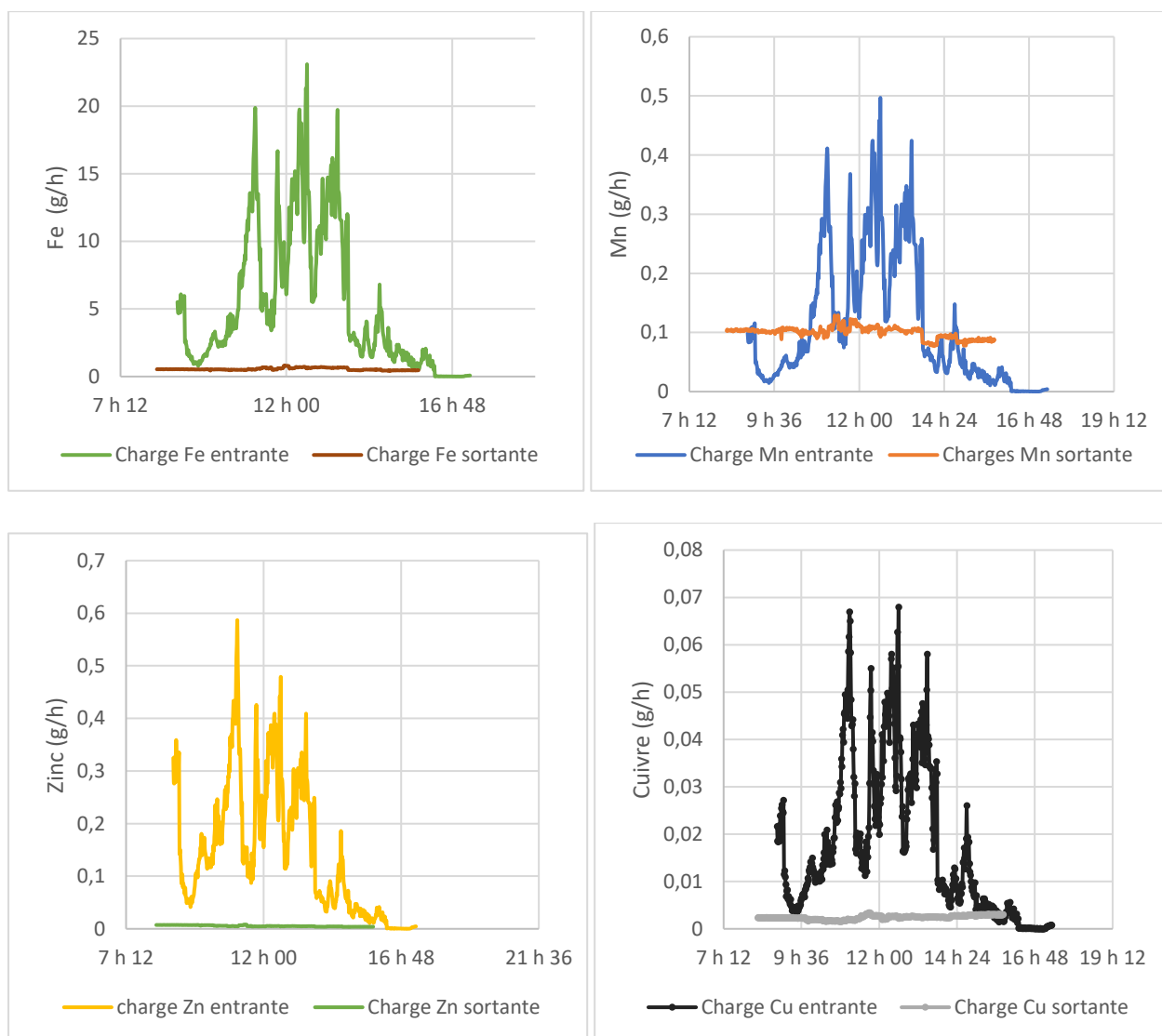
Pour le Zn, les charges entrantes maximales sont d'environ 0.6 g/h, alors que les charges sortantes sont plus faibles et presque nulles durant tout l'événement. En moyenne, le pourcentage de réduction a été estimé à 96.2%.

Pour le Cu, des faibles charges entrantes ont été constatées avec un maximum légèrement inférieur à 0.07 g/h et les charges sortantes sont presque nulles. Le pourcentage de réduction des charges de cuivre a été estimé à 85.8%.

Pour le plomb, la charge maximale enregistrée a été évaluée à 0.019 g/h. Les charges sortantes sont très faibles, mais présentent une petite variation durant l'événement. Le pourcentage de réduction des charges a été en moyenne estimé à 94.7%.

Pour le Ni, le maximum qui a été observé durant l'événement est d'environ 0.037 g/h. les charges sortantes sont quasiment nulles avec un pourcentage de réduction de 91.2%.

Pour le reste des métaux, tels que Mg, Ca et K, des charges plus importantes à la sortie ont été observées. Cette augmentation de charge varie entre 40% et 120%



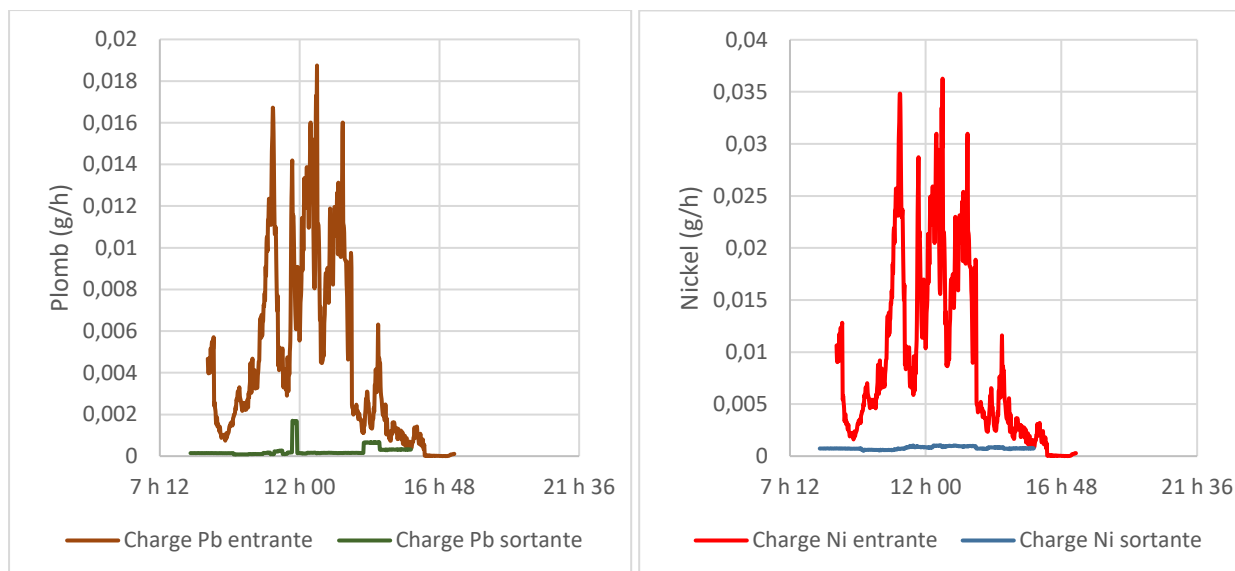


Figure 5.10: Évolution des charges entrantes et sortantes du fer, manganèse, zinc, cuivre, plomb et nickel dans la CBR 4

5.1.3 Interprétation générale des résultats et discussion

Les résultats obtenus des CBR montrent une efficacité pour la réduction du débit moyen et du débit de pointe. Au cours de l'événement de la fonte de neiges, les cellules ont permis une réduction de 74.2% du débit de pointe sortant par rapport au débit de pointe entrant. Ces résultats sont similaires à ceux de Hunt et al (2008), où une réduction de 96.5% a été observée. Tel que constaté dans l'étude de Davis Allen P. (2008), les pics de débits ont également été considérablement retardés. En effet, un certain délai d'environ 2 heures est observé avant que le débit sortant n'augmente légèrement.

Pour tous les événements échantillonnés, les résultats d'analyses ont montré une augmentation de la concentration et de la charge de COD et de COT. Dans certains cas, la concentration et la charge observées étaient supérieures au double des valeurs initiales. En effet, en temps humide et en temps sec, indépendamment de l'intensité de la pluie, des valeurs plus importantes ont été observées à la sortie de la cellule. Malgré qu'une réduction variant entre 28 et 66% de la charge totale du carbone organique à l'affluent ait été observée dans des études antérieures (Roy-Poirier et al., 2010b), nos résultats demeurent logiques. Cela peut être expliqué de plusieurs façons. En effet, la provenance du carbone organique est liée à la matière organique qui est lessivée par le ruissellement. Elle est aussi liée à la décomposition de matières organiques présentes dans la CBR dont la présence est favorisée sous des températures élevées (Blecken et al., 2010). Pour l'événement de la fonte de

neige, où les températures sont encore très faibles, l'augmentation du carbone organique total et dissous observée à l'effluent est probablement liée au détachement du biofilm construit dans les conduites de sortie et à la remise en suspension des particules (Muthanna, Tone. M. et al., 2007).

En ce qui concerne les nutriments, nos résultats sont plutôt cohérents avec la littérature où des différences en termes d'enlèvement et de production ont été observées. Généralement, les résultats d'échantillonnage obtenus révèlent une réduction du phosphore et une production d'azote. Toutefois, le comportement de ces nutriments entre les différents essais ne suit pas la même tendance, puisque les résultats obtenus varient d'un essai à l'autre. Plusieurs études ont déjà trouvé la même variabilité de résultats. (Davis et al., 2006) ont observé une élimination du phosphore de 70 et 85% avec une faible réduction de nitrate et une production d'azote total. Des résultats similaires de réduction de phosphore ont été trouvés par Hsieh & Davis (2003) montrant une réduction de 37 à 99%.

Les pourcentages de réduction du phosphore total dans notre étude varient entre 47.6 % et 93.5%. La production de l'azote total, du nitrate et de l'ammonium dépasse les 300%. Cette augmentation de l'azote est expliquée par les processus d'ammonification et de nitrification/dénitrification qui se déroulent dans la biorétention entre les événements pluvieux (Blecken et al., 2007; Roy-Poirier et al., 2010b). En effet, la faible réduction/production de nitrates est probablement causée par la dénitrification limitée dans la cellule (Davis et al., 2006; Hsieh & Davis, 2005; Roy-Poirier et al., 2010b).

Les résultats relatifs aux métaux montrent également une certaine variabilité. Cependant, généralement, les CBR ont montré une bonne performance pour le traitement des métaux. Dans le dernier échantillonnage, le pourcentage de réduction de la charge du fer est de 89.4%, de 85.8% pour le cuivre, de 8.5% pour le Mn, de 94.7% pour le plomb et de 91.2% pour le nickel. Ces pourcentages sont similaires à ce qui a été trouvé dans des études antérieures. Par exemple, Muthanna, Tone M. et al (2007) ont observé une bonne rétention des métaux, soit une rétention de 90% pour le zinc, de 85 % pour le plomb et de 72% pour le cuivre. Les analyses de Gülbaz et al (2015) à l'échelle du laboratoire ont aussi confirmé la performance des CBR dans l'élimination des métaux .

Concernant l'enlèvement d'*E. coli*, les CBR ont montré une efficacité importante, soit un enlèvement de 100%. Ce résultat est cohérent avec les résultats d'autres études réalisées où des

pourcentages d'enlèvement de 91.6% (Rusciano & Obropta, 2007) et de 93.7% (Chandrasena et al., 2017) ont été trouvés.

5.2 Résultats de la modélisation sur SWMM

Les résultats de calibration et d'ajustement du modèle sont d'abord présentés dans cette section. Les résultats des simulations sur le logiciel SWMM pour le système de drainage entier et pour le système local sont ensuite présentés par événement pluvieux.

5.2.1 Résultats de calibration et d'ajustement du modèle

La comparaison des données simulées avec SWMM et des données observées obtenues à partir de la sonde à l'aval du projet a été effectuée pour chaque événement étudié. Les résultats représentent le débit obtenu à partir de la conduite CO-12 dans le premier tronçon du modèle. L'erreur quadratique moyenne normalisée (NRMSE) a été calculée pour les quatre événements afin d'évaluer la justesse de la calibration. Les résultats de comparaison pour les quatre événements sont présentés dans les figures 5.11, 5.12, 5.13 et 5.14,

- Événement du 19 juillet 2020

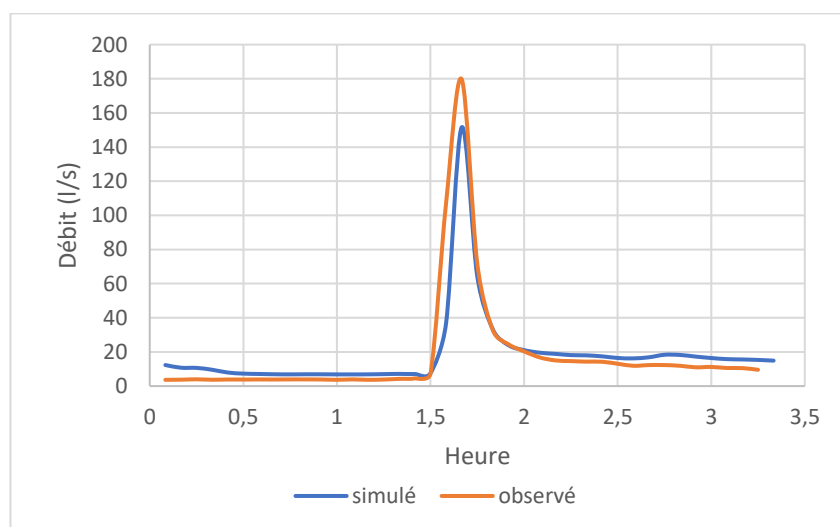


Figure 5.11: Comparaison entre le débit simulé et le débit observé pour l'événement du 19 juillet 2020

- Événement du 27 juillet 2020

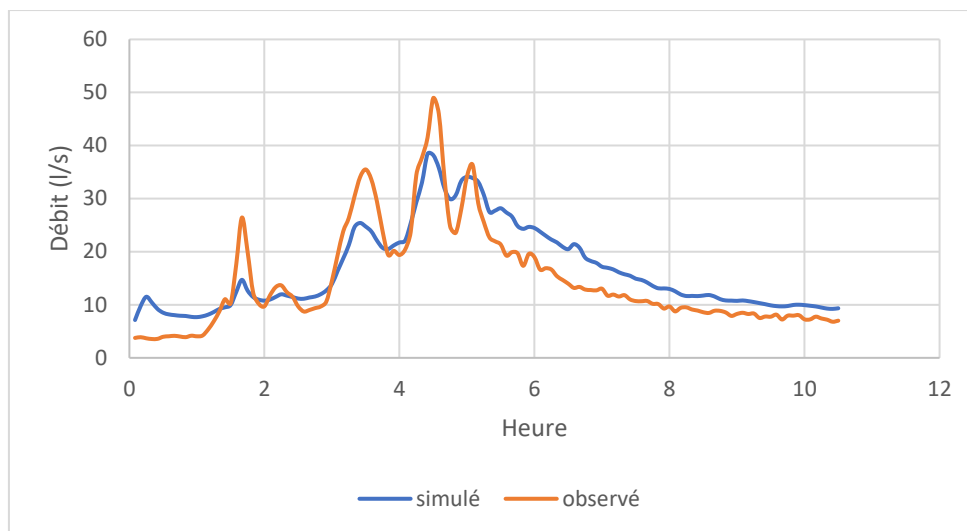


Figure 5.12: Comparaison entre le débit simulé et le débit observé pour l'événement du 27 juillet 2020

▪ Événement du 04 août 2020

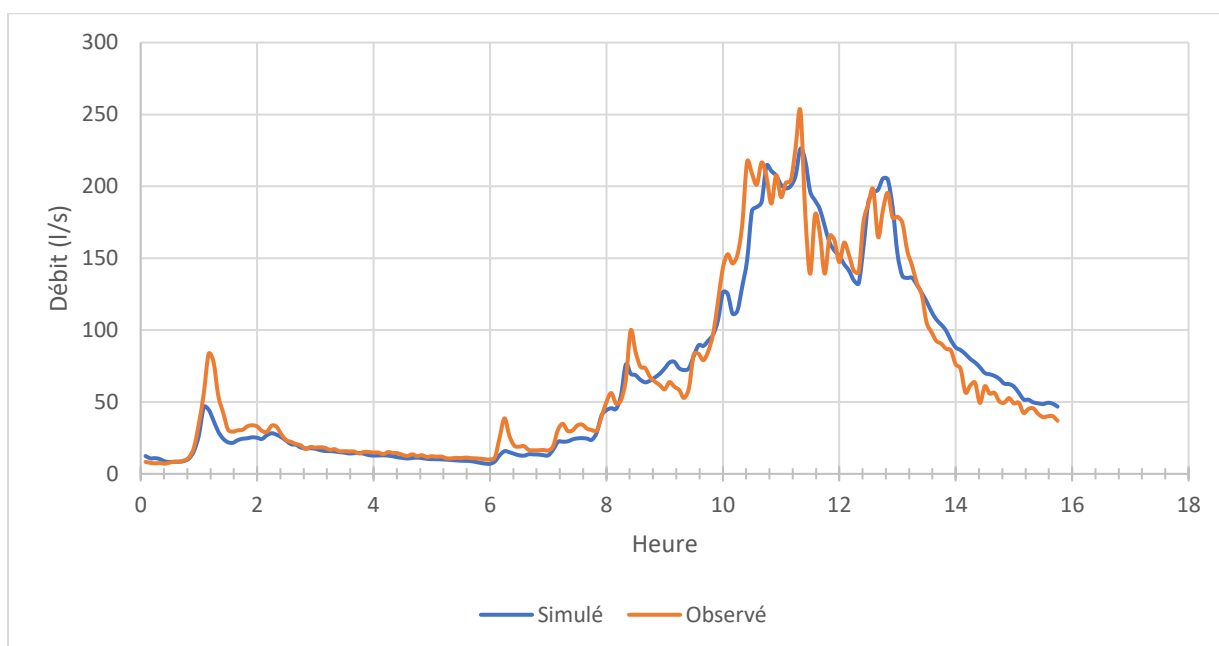


Figure 5.13: Comparaison entre le débit simulé et le débit observé pour l'événement du 04 août 2020

▪ Événement du 11 août 2020

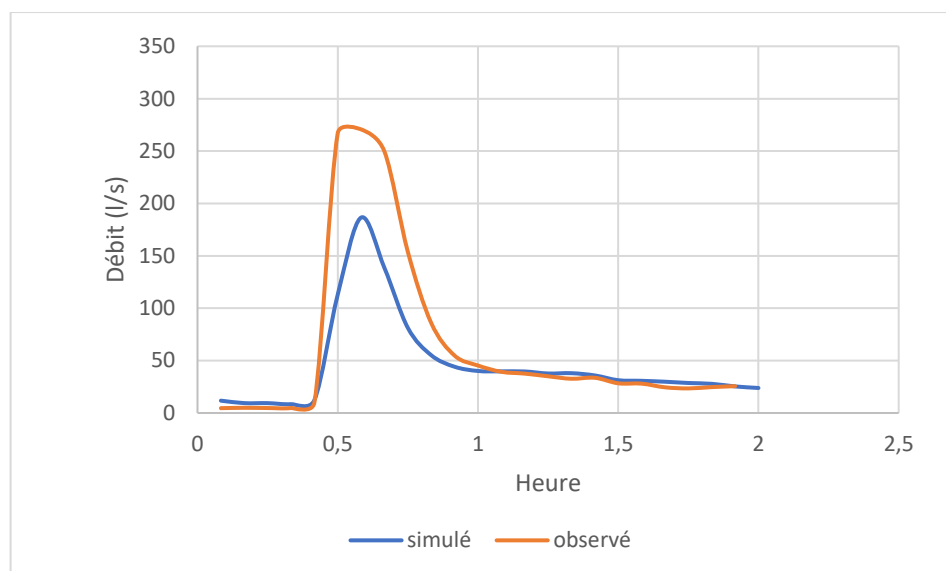


Figure 5.14: Comparaison entre le débit simulé et le débit observé pour l'événement du 11 août 2020

À partir des résultats présentés, comparant les débits simulés et observés pour chaque événement, il est possible de conclure que la calibration du modèle était adéquate, permettant de simuler de manière satisfaisante les événements pluvieux sur le logiciel SWMM.

Le tableau 5.12 présente les valeurs d'erreur estimées pour chaque événement. Selon ce critère étant l'erreur NRMSE et selon l'analyse des courbes de comparaison, il est possible de conclure que les deux événements du 27-07 et du 04-08 sont bien calés. Le modèle montre une bonne tendance entre le débit simulé et observé. Bien que de faibles variations aient été observées entre les courbes, causées par des sous-estimations et des surestimations de débits, celles-ci présentent une allure similaire. Ces variations sont probablement la raison de la modélisation non-continue des événements. En effet, la simulation par événement ne permet pas au modèle de prendre en compte le débit initial dans les conduites. Cela reste à confirmer. Pour ces deux événements, des valeurs de NRMSE de 0.31 (27-07) et de 0.21 (04-08) ont été trouvées, ce qui prouve la bonne calibration.

Les événements du 19-07 et du 11-08 sont les deux événements les moins bien calés. Le modèle sous-estime le débit dans la conduite par rapport au débit observé, mais conserve tout de même la bonne tendance et une correspondance entre le moment d'arrivée des pics de débit. Notons que ce sont deux événements de courte durée et d'une intensité importante où un débit entrant très

important provenant majoritairement des cours d'eau drainés a été observé dans le système. Il est possible que le modèle ne soit pas en mesure de simuler adéquatement la contribution de ces cours d'eau pour une courte durée. Cela peut donc expliquer en partie la valeur du NRMSE légèrement supérieure (0.79 pour 19-07 et 0.72 pour le 11-08) aux deux autres événements.

- Calcul du NRMSE pour les événements

Tableau 5.14: Valeurs du NRMSE calculées pour chaque événement

Événement	NRMSE calculée
19-07-2020	0.79
27-07-2020	0.31
04-08-2020	0.21
11-08-2020	0.72

5.2.2 Analyse des simulations avec le système de drainage entier

Les résultats des deux situations avec et sans les CBR sont présentés pour les différents événements dans le but d'évaluer l'impact de la mise en place des CBR sur l'ensemble du bassin de drainage. Les quatre courbes, présentées aux figures 5.15, 5.16, 5.17 et 5.18, représentent la différence entre le débit simulé sans les CBR et celui avec les CBR. Pour chaque événement, les courbes sont superposées pour les deux situations. Les pourcentages de réduction du volume de ruissellement ont été calculés et regroupés dans le tableau 5.13. Des pourcentages très faibles, soit inférieurs à 1 %, ont été observés, ce qui montre que la mise en place de 54 CBR sur une seule rue n'est pas suffisante pour impacter l'ensemble du bassin de drainage.

- Événement du 19 juillet 2020

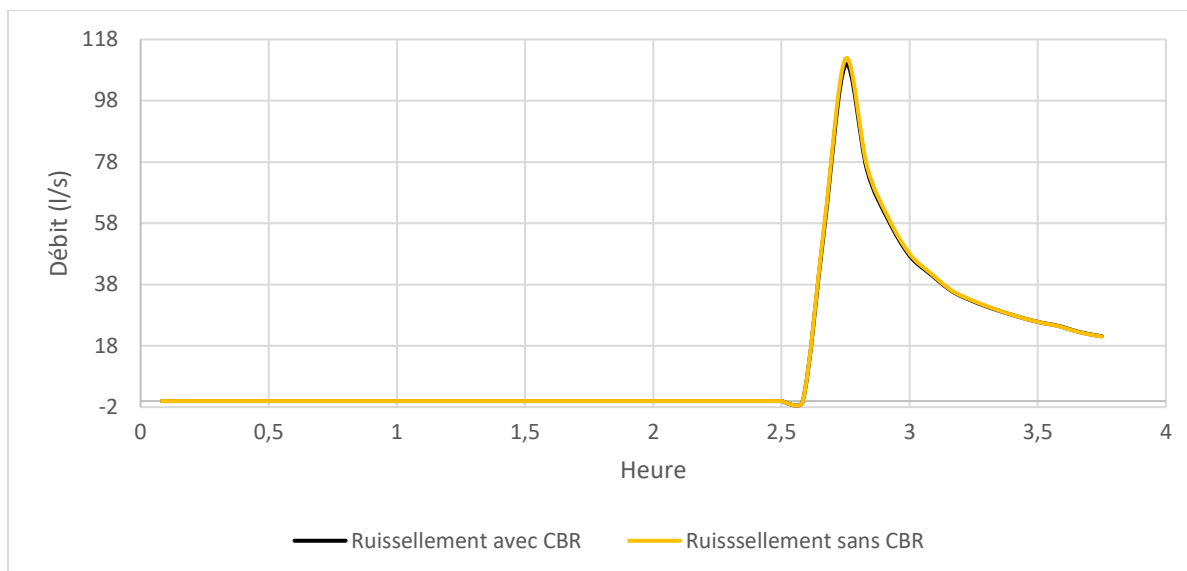


Figure 5.15: Comparaison entre le débit simulé avec et sans CBR pour le 19-07-2020

■ Événement du 27 juillet 2020

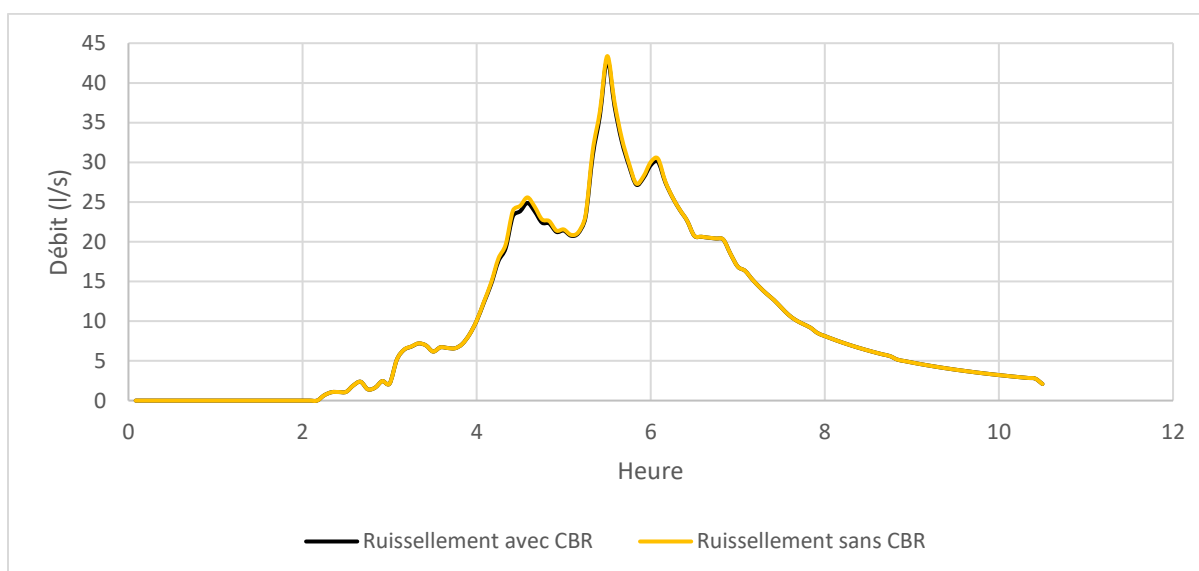


Figure 5.16: Comparaison entre le débit simulé avec et sans CBR pour le 27-07-2020

■ Événement du 04 août 2020

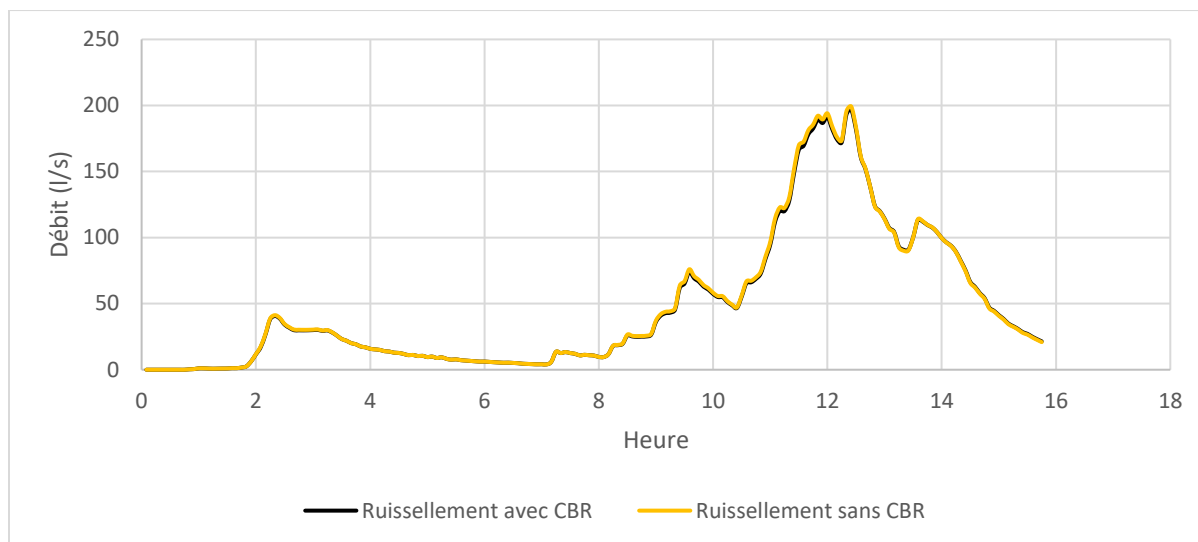


Figure 5.17: Comparaison entre le débit simulé avec et sans CBR pour le 04-08-2020

■ Événement du 11 août 2020

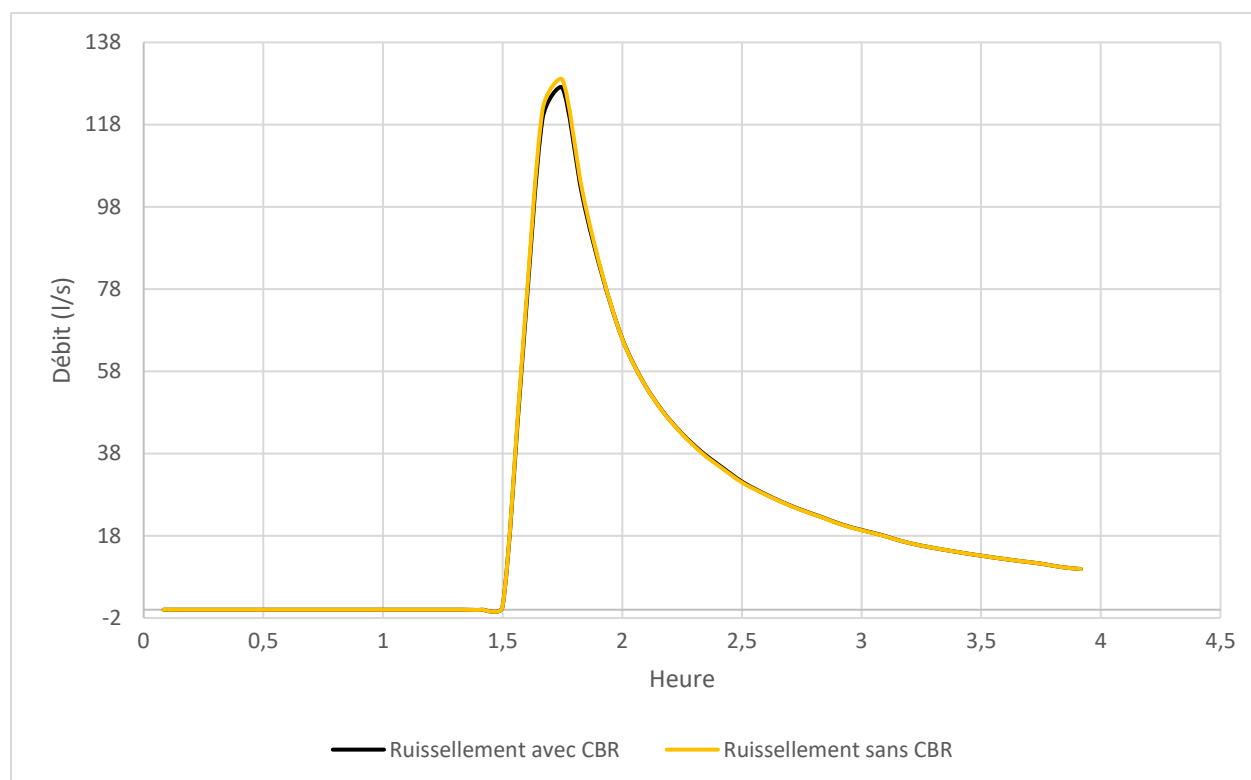


Figure 5.18: Comparaison entre le débit simulé avec et sans CBR pour le 11-08-2020

Tableau 5.15: Pourcentages de réduction du volume de ruissellement en utilisant les CBR pour les quatre événements

Événement	Pourcentage de réduction (%)
19-07-2020	0.91
27-07-2020	0.63
04-08-2020	0.7
11-08-2020	0.35

5.2.3 Analyse des simulations avec le système local

Suivant les résultats obtenus pour le système de drainage entier, une échelle plus locale a été utilisée par la suite pour mieux comprendre l'impact de la mise en place des CBR sur la rue Saint-Maurice. Les résultats de simulation sont aux figures 5.19, 5.20, 5.21, et 5.22.

- Événement du 19 juillet 2020

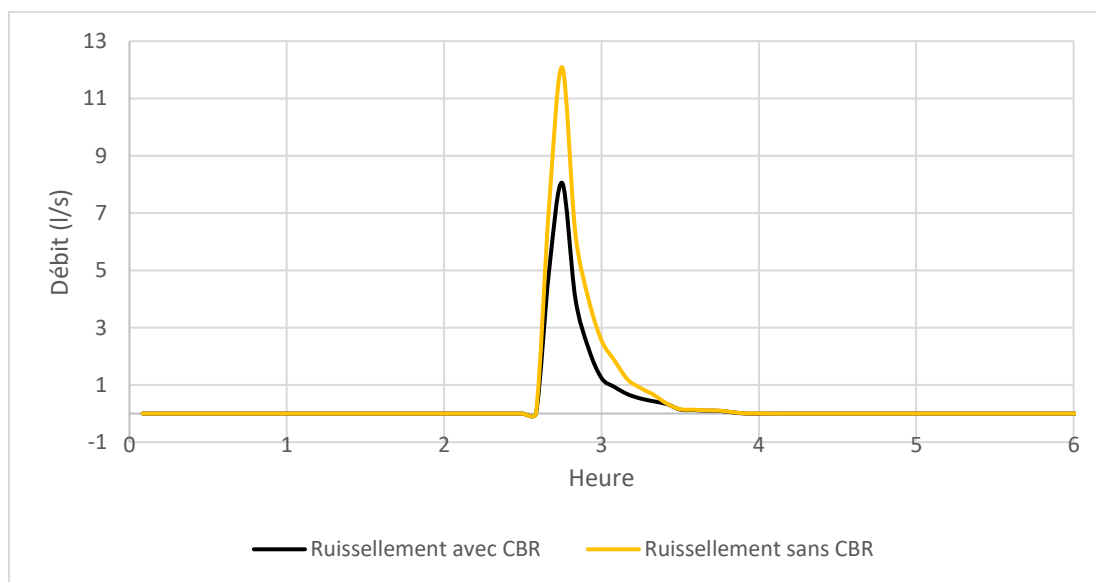


Figure 5.19: Comparaison entre le débit de ruissellement simulé avec et sans CBR pour le 19-07-2020 (système local)

- Événement du 27 juillet 2020

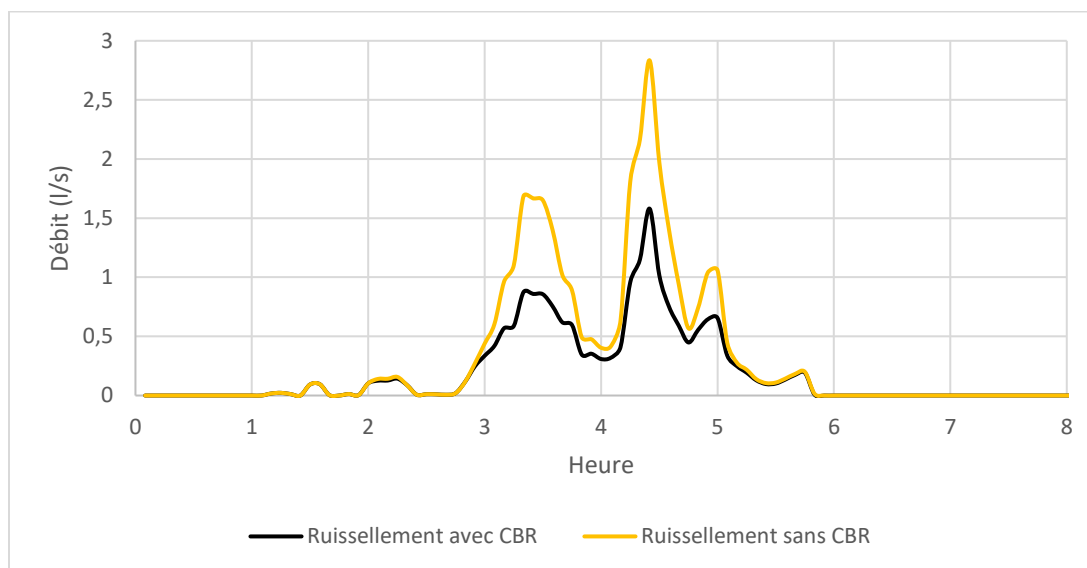


Figure 5.20: Comparaison entre le débit de ruissellement simulé avec et sans CBR pour le 27-07-2020 (système local)

- Événement du 04 août 2020

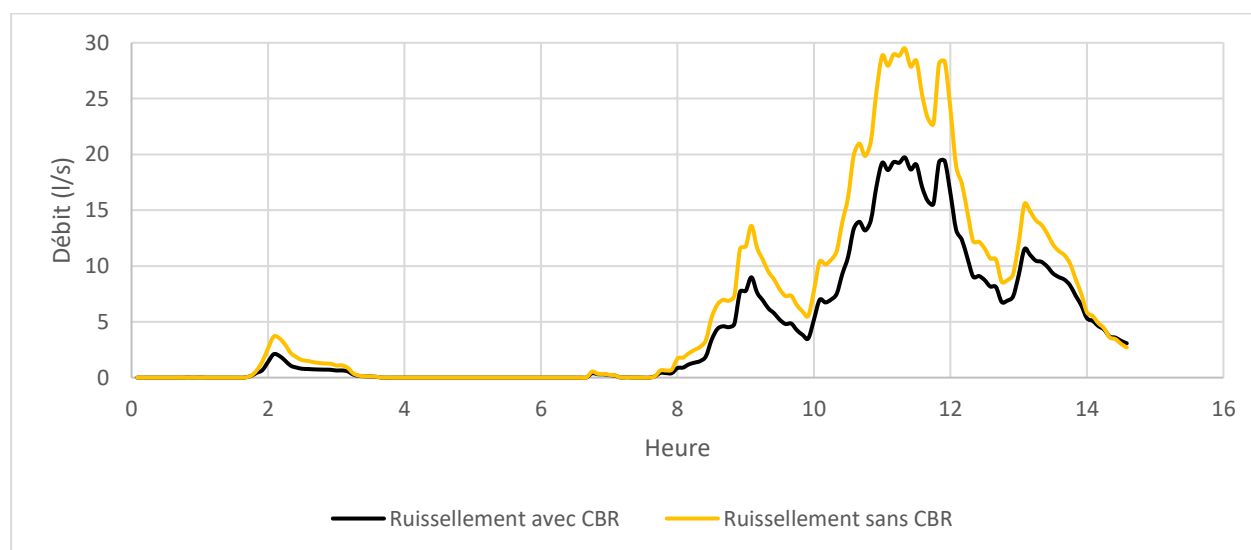


Figure 5.21: Comparaison entre le débit de ruissellement simulé avec et sans CBR pour le 04-08-2020 (système local)

- Événement du 11 août 2020

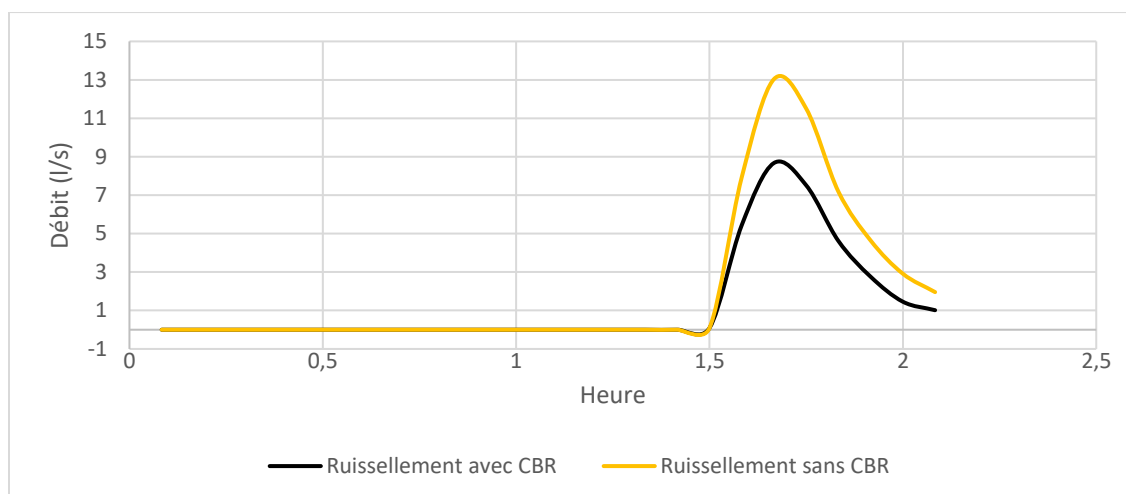


Figure 5.22: Comparaison entre le débit de ruissellement simulé avec et sans CBR pour le 11-08-2020 (système local)

L'utilisation d'une échelle plus petite dans la zone où sont situées les CBR a permis de mieux étudier leur impact sur la réduction des débits et des volumes. Les courbes de comparaison entre le débit de ruissellement simulé avec et sans les CBR pour tous les événements, présentées aux figures 5.19, 5.20, 5.21, et 5.22, ont montré une réduction plus importante au niveau du débit d'eau de ruissellement. Le tableau 5.14 résume les pourcentages de réduction du volume d'eau de ruissellement, du volume total entrant (qui inclut l'eau provenant du ruissellement et des ruisseaux drainés) et des débits de pointe. Les événements modélisés ont enregistré une réduction moyenne de débit de pointe entre 30 et 34.5 %. La mise en place des CBR a permis d'obtenir des pourcentages de réduction du volume de ruissellement entre 30 et 39 %. Par contre, la réduction du volume total d'eau entrant est toujours très faible et varie entre 0.5 et 15%.

Tableau 5.16: Pourcentage de réduction suite à la mise en place des CBR dans le système local

Événement	Réduction du volume de ruissellement (%)	Réduction du volume d'eau totale entrante (%)	Réduction des débits de pointe (%)
19-07-2020	37	1.6	33.4
27-07-2020	39	0.5	43.5
04-08-2020	30	15	30
11-08-2020	37	5	33.5

5.2.4 Interprétation et discussion

Au niveau du bassin de drainage entier, la mise en place des CBR semble ne pas être efficace. Les pourcentages de réduction du volume d'eau ruisselé observés sont très faibles, soit inférieurs à 1%. Des résultats similaires ont été trouvés dans les études de Chen et al (2019) sur le Darst Sewershed dans la ville de Peoria (IL) où la réduction du volume de ruissellement variait entre 0.18 et 2.8%. Cela est expliqué par le fait que la superficie utilisée par des CBR est limitée par rapport à la superficie du bassin de drainage. En effet, il existe une relation proportionnelle entre l'efficacité des CBR et le pourcentage de surfaces occupées par les cellules (Autixier, 2012; Autixier et al., 2014). Dans notre cas, les 54 cellules installées sur la rue Saint-Maurice ne sont pas suffisantes pour montrer un impact considérable dans tout le secteur étudié.

En réduisant l'échelle des analyses, les résultats observés sont plus cohérents avec la littérature et une efficacité notable des cellules est observable. Les débits de pointe ont été réduits de 30 à 43.5%, soit une diminution satisfaisante en comparaison avec les résultats d'Autixier et al (2014) où une réduction moyenne de 26% a été observée. D'après nos résultats pratiques ainsi que la théorie, un décalage de ces débits de pointe dans le temps en raison de la capacité des CBR à retenir les eaux pluviales (Haji, 2021) devrait être attendu. Toutefois, aucun décalage n'a été observé dans la présente étude. Ceci est probablement dû au fait qu'une faible portion des eaux de ruissellement transite par les CBR.

Concernant la réduction du volume de ruissellement, les résultats montrent que les CBR sont généralement efficaces et ont permis une réduction moyenne de 36%. Autixier et al (2014) ont aussi trouvé que l'implantation des CBR pouvait considérablement réduire les volumes des eaux de ruissellement, avec des valeurs de réduction comprises entre 13% et 62%. Jaber (2015) a mentionné aussi que les systèmes de biorétention ont une capacité de réduction de 40 % à 96 % du volume total des eaux de ruissellement.

Les cellules semblent avoir une meilleure efficacité lors des événements plus longs. Pour les événements courts et intenses, elles sont moins efficaces. Cela peut être expliqué par le fait que, lors de ces événements, la portion des cours d'eau drainés devient plus importante que la portion d'eau ruisselée. La partie de l'eau traitée devient alors très faible par rapport à la quantité d'eau à l'entrée.

Le système d'égout dans le secteur étudié est un système séparatif, il nous manque alors la quantité d'eau provenant des eaux usées sanitaires qui, dans une situation de système combiné, contribue aux surverses. Ainsi, tous les événements étudiés sur SWWM ne génèrent pas de surverses même pour la situation avant la modélisation des CBR. Dans ces conditions, l'impact direct sur les surverses n'a pas pu être évalué durant cette étude. Même si on suppose que le réseau soit un réseau unitaire, et en considérant les faibles pourcentages de réduction des volumes de ruissellement obtenus pour le système de drainage entier, on pourrait supposer que l'installation de CBR sur une seule rue dans un secteur n'est pas suffisante pour impacter les surverses (ce qui n'a pas été vérifié dans cette étude).

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusion

Ce projet de recherche a permis de mettre en évidence la performance qualitative et quantitative des CBR sur les eaux pluviales, à travers des échantillonnages pratiques sur le terrain et des modélisations théoriques. Les résultats sur le terrain ont montré que la mise en place des CBR est une pratique efficace en termes de réduction de polluants, de débit moyen et de débit de pointe. Une réduction de 74.2% du débit de pointe a été notée pour un événement de fonte de neiges. Des réductions de 47.6% à 93.5% pour le phosphore total ont été répertoriées contre une production d'azote, de nitrates et d'ammonium dépassant les 300%. Un très bon enlèvement de métaux a aussi été détecté variant entre 8.5 % et 94.7% ainsi qu'un bon traitement d'*E. coli* atteignant les 100%.

Par contre, les résultats ont mis en évidence l'importance de la prise en compte de la production de l'azote et des problèmes de remise en suspension des particules observées pendant les événements étudiés.

Les résultats de modélisation reposent davantage sur l'aspect quantitatif. Ils ont montré que pour le bassin de drainage entier, l'efficacité n'était pas assez notable. Cependant, pour un système local, la mise en place des CBR permet une efficacité plus considérable concernant la réduction des volumes de ruissellement et des débits de pointe, soit des aspects qui ont un impact sur les surverses. En effet, les débits de pointes ont été réduits de 30% à 43.5 %, tandis que les volumes de ruissellement ont été réduits de 30% à 39%. L'impact indirect sur les surverses a été soulevé précédemment, puisque ces réductions de volume permettront la réduction des volumes de surverses dans d'autres secteurs de la ville.

L'ensemble des travaux réalisés a contribué à l'atteinte de l'objectif principal de ce projet de maîtrise soit la caractérisation de l'impact des CBR sur la qualité et la quantité des eaux pluviales sur la rue Saint-Maurice à Trois-Rivières, Québec.

6.2 Limites

Plusieurs limites ont été relevées durant ce travail de recherche. Tout d'abord, la planification de campagnes d'échantillonnage était complexe en raison de plusieurs facteurs extérieurs, tels que le changement des prévisions météorologiques. En plus, la méthode manuelle peut entraîner des

incertitudes et des facteurs d'erreurs plutôt importants, surtout pour les mesures de débits. Une autre difficulté rencontrée sur le terrain était le nombre de CBR à gérer. Il n'a pas été possible d'échantillonner les 6 CBR à la fois, entraînant des données et résultats moins représentatifs. Les analyses en laboratoire constituaient également un défi en raison du temps, surtout avec un nombre élevé d'échantillons, car plusieurs paramètres sont sensibles au temps.

Pour la partie modélisation sur SWMM, un manque de données et d'information sur le secteur a entraîné l'élaboration d'hypothèses durant la modélisation, telle que la contribution exacte des ruisseaux d'eau drainés dans le système. Un autre point important est que l'étude a été réalisée au début du projet sur un réseau unitaire, mais celui-ci a été changé au cours du projet à un réseau séparatif, ce qui a compliqué l'évaluation des surverses.

6.3 Recommandations

Des améliorations pourraient être apportées à ce projet, telles que :

- L'installation d'une station pluviométrique au niveau de la zone d'étude pour permettre d'avoir des données plus fiables et pour faciliter l'accès des données à l'intervalle de temps souhaité.
- L'automatisation des échantillonnages pour faciliter la tâche aux étudiants et pour pouvoir échantillonner les 6 CBR afin d'avoir des résultats plus représentatifs.
- L'installation d'autres CBR sur le terrain ou d'autre PGO pour étudier leur performance.
- L'ajout de la modélisation de la qualité des eaux pour permettre une meilleure compréhension de la performance des CBR et pour obtenir une certaine comparaison avec les résultats réels.
- La modélisation en utilisant un scénario 100% de CBR afin d'avoir une idée de l'efficacité au niveau du bassin de drainage entier.

BIBLIOGRAPHIE

- Abdellatif, M., Atherton, W., Alkhaddar, R. M., & Osman, Y. Z. (2015). Quantitative assessment of sewer overflow performance with climate change in northwest England. *Hydrological Sciences Journal*. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.912755>
- Abi Aad, M. P., Suidan, M. T., & Shuster, W. D. (2010). Modeling Techniques of Best Management Practices: Rain Barrels and Rain Gardens Using EPA SWMM-5. *Journal of Hydrologic Engineering*, 434-443. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000136](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000136)
- Al Aukidy, M., & Verlicchi, P. (2017). Contributions of combined sewer overflows and treated effluents to the bacterial load released into a coastal area. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.050>
- Autixier, L. (2012). *Gestion des eaux pluviales et mise en place de cellules de bio-rétention : Étude de cas pour un secteur urbain du québec* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. <https://publications.polymtl.ca/984/>
- Autixier, L., Mailhot, A., Bolduc, S., Madoux-Humery, A. S., Galarneau, M., Prevost, M., & Dorner, S. (2014). Evaluating rain gardens as a method to reduce the impact of sewer overflows in sources of drinking water. *Science of the Total Environment* 238-247. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.030>
- Bacys, M., Khan, U. T., Sharma, J., & Bentzen, T. R. (2019). Hydrological Efficacy of Ontario's Bioretention Cell Design Recommendations: A Case Study from North York, Ontario. *Journal of Water Management Modeling*. <https://doi.org/10.14796/jwmm.C468>
- Bakr, A. R., Fu, G. Y., & Hedeem, D. (2020). Water quality impacts of bridge stormwater runoff from scupper drains on receiving waters: A review. *Science of the Total Environment*, 726, 138068. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138068>
- Barone, L., Pilotti, M., Valerio, G., Balistrocchi, M., Milanesi, L., Chapra, S. C., & Nizzoli, D. (2019). Analysis of the residual nutrient load from a combined sewer system in a watershed of a deep Italian lake. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.01.031>
- Bédard, N., Larivière, C., & Godmaire, H. (2010). *Villes vertes Eau bleue: Guide d'introduction à la gestion écologique des eaux de pluie*. Union Saint-Laurent Grands Lacs. http://www.grobec.org/pdf/projets/Guide_villes_vertes_eau_bleue.pdf
- Berggren, K., Olofsson, M., Viklander, M., Svensson, G., & Gustafsson, A.-M. (2012). Hydraulic Impacts on Urban Drainage Systems due to Changes in Rainfall Caused by Climatic Change. *Journal of Hydrologic Engineering*(1), 92-98. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000406](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000406)
- Bichai, F., & Ashbolt, N. (2017). Public health and water quality management in low-exposure stormwater schemes: A critical review of regulatory frameworks and path forward. *Sustainable Cities and Society*, 453-465. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2016.09.003>

- Blecken, G. T., Marsalek, J., & Viklander, M. (2010). Laboratory Study of Stormwater Biofiltration in Low Temperatures: Total and Dissolved Metal Removals and Fates. *Water, Air, & Soil Pollution*. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0708-2>
- Blecken, G. T., Zinger, Y., Muthanna, T. M., Deletic, A., Fletcher, T. D., & Viklander, M. (2007). The influence of temperature on nutrient treatment efficiency in stormwater biofilter systems. *Water Science and Technology*. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.749>
- Botturi, A., Ozbayram, E. G., Tondera, K., Gilbert, N. I., Rouault, P., Caradot, N., . . . Fatone, F. (2020). Combined sewer overflows: A critical review on best practice and innovative solutions to mitigate impacts on environment and human health. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-34. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1757957>
- Butler, D., Digman, C., Makropoulos, C., & Davies, J. W. (2018). *Urban Drainage, Fourth Edition*.
- CCME. (2009). *Stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales*
- Chandrasena, G., Deletic, A., Lintern, A., Henry, R., & McCarthy, D. (2017). Stormwater Biofilters as Barriers against *Campylobacter jejuni*, *Cryptosporidium Oocysts* and *Adenoviruses*; Results from a Laboratory Trial. *Water*. <https://doi.org/10.3390/w9120949>
- Chen, J., Liu, Y., Gitau, M. W., Engel, B. A., Flanagan, D. C., & Harbor, J. M. (2019). Evaluation of the effectiveness of green infrastructure on hydrology and water quality in a combined sewer overflow community. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.416>
- Chen, J., Theller, L., Gitau, M. W., Engel, B. A., & Harbor, J. M. (2017). Urbanization impacts on surface runoff of the contiguous United States. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.017>
- D'Agostino, R. B., & Stephens, M. A. (1986). *Goodness of fit techniques*.
- Davis, A. P. (2008). Field Performance of Bioretention: Hydrology Impacts. *Journal of Hydrologic Engineering*, 90-95. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(2008\)13:2\(90\)](https://doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(2008)13:2(90))
- Davis, A. P., Shokouhian, M., Sharma, H., & Minami, C. (2006). Water quality improvement through bioretention media: nitrogen and phosphorus removal. *Water Environment Research*, 284-293. <https://doi.org/10.2175/106143005x94376>
- Delleur, J. W. (2003). The Evolution of Urban Hydrology: Past, Present, and Future. *Journal of Hydraulic Engineering*, 129(8). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9429\(2003\)129:8\(563\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9429(2003)129:8(563))
- Diaz-Fierros, T. F., Puerta, J., Suarez, J., & Diaz-Fierros, V. F. (2002). Contaminant loads of CSOs at the wastewater treatment plant of a city in NW Spain. *Urban Water*. [https://doi.org/10.1016/s1462-0758\(02\)00020-1](https://doi.org/10.1016/s1462-0758(02)00020-1)
- Dietz, M. E. (2007). Low Impact Development Practices: A Review of Current Research and Recommendations for Future Directions. *Water, Air, and Soil Pollution*. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9484-z>
- Ding, B., Rezanezhad, F., Gharedaghloo, B., Van Cappellen, P., & Passeport, E. (2019). Bioretention cells under cold climate conditions: Effects of freezing and thawing on water

- infiltration, soil structure, and nutrient removal. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.366>
- Dugué, M. (2010). *Conception d'un jardin de pluie : Théorie et étude de cas* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. <https://publications.polymtl.ca/427/>
- Field, R., Sullivan, D., & Tafuri, A. N. (2003). *Management of Combined Sewer Overflows*.
- FLÉCHAIS, S. (2011). *Modélisation des effets de la végétalisation en milieu urbain sur les eaux de ruissellement dirigées à l'égout*, ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE, UNIVERSITÉ DU QUÉBEC].
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., . . . Viklander, M. (2014). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 525-542. <https://doi.org/10.1080/1573062x.2014.916314>
- Goor, J., Cantelon, J., Smart, C. C., & Robinson, C. E. (2021). Seasonal performance of field bioretention systems in retaining phosphorus in a cold climate: Influence of prolonged road salt application. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146069>
- Greenland International Consulting Inc. (2002). *Visual OTTHYMO™ v2.0 User's guide*.
- Gülbaz, S., Kazezyılmaz-Alhan, C. M., & Coptý, N. K. (2015). Evaluation of Heavy Metal Removal Capacity of Bioretention Systems. *Water, Air, & Soil Pollution*. <https://doi.org/10.1007/s11270-015-2640-y>
- Haji, Z. E. (2021). *Caractérisation de l'apport de la gestion durable des eaux pluviales en milieu urbain : suivi et évaluation pour deux cas d'application*].
- Hsieh, C.-h., & Davis, A. P. (June 23-26, 2003). *Evaluation of Bioretention for Treatment of Urban Storm Water Runoff* [communication de conférence]. World Water & Environmental Resources Congress 2003, Philadelphia, Pennsylvania, United States. [https://doi.org/10.1061/40685\(2003\)281](https://doi.org/10.1061/40685(2003)281)
- Hsieh, C.-h., & Davis, A. P. (2005). Evaluation and Optimization of Bioretention Media for Treatment of Urban Storm Water Runoff. *Journal of Environmental Engineering*, 1521-1531. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2005\)131:11\(1521\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2005)131:11(1521))
- Hunt, W. F., Jarrett, A. R., Smith, J. T., & Sharkey, L. J. (2006). Evaluating Bioretention Hydrology and Nutrient Removal at Three Field Sites in North Carolina. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 600-608. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9437\(2006\)132:6\(600\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9437(2006)132:6(600))
- Hunt, W. F., Smith, J. T., Jadlocki, S. J., Hathaway, J. M., & Eubanks, P. R. (2008). Pollutant Removal and Peak Flow Mitigation by a Bioretention Cell in Urban Charlotte, N.C. *Journal of Environmental Engineering*, 403-408. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9372\(2008\)134:5\(403\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9372(2008)134:5(403))
- IDEXX. (2017). *Colilert*. IDEXX Water Quality Control Laboratory. <https://ca.idexx.com/en-ca/water/water-products-services/colilert/>
- Jaber, F. H. (2015). *Bioretention and Permeable Pavement Performance in Clay Soil* International Low Impact Development Conference 2015. <https://doi.org/10.1061/9780784479025.015>

- Jalliffier-Verne, I., Heniche, M., Madoux-Humery, A. S., Galarneau, M., Servais, P., Prevost, M., & Dorner, S. (2016). Cumulative effects of fecal contamination from combined sewer overflows: Management for source water protection. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.03.002>
- Jeng, H. A. C., Engle, A. J., Baker, R. M., & Bradford, H. B. (2005). Impact of urban stormwater runoff on estuarine environmental quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 63(4), 513-526. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.11.024>
- Johnson, R. D., & Sample, D. J. (2017). A semi-distributed model for locating stormwater best management practices in coastal environments. *Environmental Modelling & Software*. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.01.015>
- Joshi, P., Leitao, J. P., Maurer, M., & Bach, P. M. (2021). Not all SuDS are created equal: Impact of different approaches on combined sewer overflows. *Water Research*, 116780. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116780>
- Khan, U., Valeo, C., Chu, A., & He, J. (2013). A Data Driven Approach to Bioretention Cell Performance: Prediction and Design. *Water*, 5(1), 13-28. <https://doi.org/10.3390/w5010013>
- Khan, U., Valeo, C., Chu, A., & van Duin, B. (2012). Bioretention cell efficacy in cold climates: Part 1 — hydrologic performance. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 39(11), 1210-1221. <https://doi.org/10.1139/12012-110>
- Kratky, H., Li, Z., Chen, Y., Wang, C., Li, X., & Yu, T. (2017). A critical literature review of bioretention research for stormwater management in cold climate and future research recommendations. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*. <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0982-y>
- Kuller, M., Bach, P. M., Ramirez-Lovering, D., & Deletic, A. (2017). Framing water sensitive urban design as part of the urban form: A critical review of tools for best planning practice. *Environmental Modelling & Software*. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.07.003>
- Kuller, M., Bach, P. M., Ramirez-Lovering, D., & Deletic, A. (2018). What drives the location choice for water sensitive infrastructure in Melbourne, Australia? *Landscape and Urban Planning*, 92-101. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.03.018>
- Lazar, J. A., Spahr, R., Grudzinski, B. P., & Fisher, T. J. (2019). Land cover impacts on storm flow suspended solid and nutrient concentrations in southwest Ohio streams. *Water Environ Res*, 91(6). <https://doi.org/10.1002/wer.1054>
- Lee, J. G., T. Nietch, C., & Panguluri, S. (2017). *SWMM Modeling Methods for Simulating Green Infrastructure at a Suburban Headwatershed: User's Guide*.
- Leveque, B., Burnet, J. B., Dorner, S., & Bichai, F. (2021). Impact of climate change on the vulnerability of drinking water intakes in a northern region. *Sustainable Cities and Society*. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102656>
- Liu, Y., Engel, B. A., Flanagan, D. C., Gitau, M. W., McMillan, S. K., Chaubey, I., & Singh, S. (2018). Modeling framework for representing long-term effectiveness of best management practices in addressing hydrology and water quality problems: Framework development

- and demonstration using a Bayesian method. *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.053>
- Macro, K., Matott, L. S., Rabideau, A., Ghodsi, S. H., & Zhu, Z. (2019). OSTRICH-SWMM: A new multi-objective optimization tool for green infrastructure planning with SWMM. *Environmental Modelling & Software*. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.12.004>
- Madoux-Humery, A. S. (2015). *Caractérisation des débordements d'égouts unitaires et évaluation de leurs impacts sur la qualité de l'eau au niveau des prises d'eau potable*, [École polytechnique de Montréal]. WorldCat.org. <https://publications.polymtl.ca/2044/>
- Madoux-Humery, A. S., Dorner, S., Sauve, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prevost, M. (2013). Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Research*(). <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.04.030>
- Madoux-Humery, A. S., Dorner, S., Sauve, S., Aboulfadl, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prevost, M. (2016). The effects of combined sewer overflow events on riverine sources of drinking water. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.033>
- Mahjoub, M. R. (1982). *Structure du modele S.W.M.M. Etude de performance de ce modele sur le bassin versant des oueds roriche et guereb [tunis]*.
- Mailhot, A., Duchesne, S., Caya, D., & Talbot, G. (2007). Assessment of future change in intensity–duration–frequency (IDF) curves for Southern Quebec using the Canadian Regional Climate Model (CRCM). *Journal of Hydrology*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.09.019>
- Marsalek, J., & Rochfort, Q. (2004). Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. *Journal of Toxicology and Environmental Health* 67, 1765-1777. <https://doi.org/10.1080/15287390490492430>
- MDDELCC. (2014). *Guide de gestion des eaux pluviales: Stratégies d'aménagement, principes de conception et pratiques de gestion optimales pour les réseaux de drainage en milieu urbain*. Gouvernement du Québec.
- MELCC. (2021). *Critères de qualité de l'eau de surface*. https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp
- Milik, J., & Pasela, R. (2018). Analysis of concentration trends and origins of heavy metal loads in stormwater runoff in selected cities: A review. *E3S Web of Conferences*, 44. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20184400111>
- Minnesota. (2005). *The Minnesota Stormwater Manual*. Minnesota Pollution Control Agency. <https://www.pca.state.mn.us/water/minnesotas-stormwater-manual>
- Miro, A. (2019). *Étude de performance pour évaluer les infrastructures vertes de la rue Saint Maurice à Trois Rivières* [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal].
- Munro, K., Martins, C. P. B., Loewenthal, M., Comber, S., Cowan, D. A., Pereira, L., & Barron, L. P. (2019). Evaluation of combined sewer overflow impacts on short-term pharmaceutical and illicit drug occurrence in a heavily urbanised tidal river catchment (London, UK). *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.108>

- Muthanna, T. M., Viklander, M., Blecken, G., & Thorolfsson, S. T. (2007). Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. *Water Resource*, 4061-4072. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.040>
- Muthanna, T. M., Viklander, M., Gjesdahl, N., & Thorolfsson, S. T. (2007). Heavy metal removal in cold climate bioretention. *Water Air and Soil Pollution*, 183(1-4), 391-402. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9387-z>
- Nayeb Yazdi, M., Sample, D. J., Scott, D., Wang, X., & Ketabchy, M. (2021). The effects of land use characteristics on urban stormwater quality and watershed pollutant loads. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145358>
- Niazi, M., Nietch, C., Maghrebi, M., Jackson, N., Bennett, B. R., Tryby, M., & Massoudieh, A. (2017). Storm Water Management Model: Performance Review and Gap Analysis. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*. <https://doi.org/10.1061/jswbay.0000817>
- Nie, L., Lindholm, O., Lindholm, G., & Syversen, E. (2009). Impacts of climate change on urban drainage systems – a case study in Fredrikstad, Norway. *Urban Water Journal*. <https://doi.org/10.1080/15730620802600924>
- O'Connor, T. P., Field, R., Fischer, D., Rovaneck, R., Pitt, R., Clark, S., & Lama, M. (1999). Urban Wet-Weather Flow. *Water Environment Research*. <https://doi.org/10.2175/106143099x133659>
- Patwardhan, A. S., Hare, J. T., Jobes, T., & Medina, D. (May 15-19, 2005). *Analyzing Potential Benefits of Low Impact Development in Reducing Combined Sewers Overflows* [Communication de conférence]. World Water and Environmental Resources Congress, Anchorage, Alaska, United States. [https://doi.org/10.1061/40792\(173\)156](https://doi.org/10.1061/40792(173)156)
- Payne, E., Hatt, B., Deletic, A., Dobbie, M., McCarthy, D., & Gayani, C. (2015). *Adoption Guidelines for Stormwater Biofiltration Systems*
- Cities as Water Supply Catchments – Sustainable Technologies*. Cooperative Research Centre for Water Sensitive Cities.
- Percot, S., Ruban, V., Roupsard, P., Maro, D., & Millet, M. (2016). A New Method for Assessing the Contribution of Atmospheric Deposition to the Stormwater Runoff Metal Load in a Small Urban Catchment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 227. <https://doi.org/10.1007/s11270-016-2794-2>
- Petrie, B. (2021). A review of combined sewer overflows as a source of wastewater-derived emerging contaminants in the environment and their management. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14103-1>
- Phytotechno. (2018). *Les aires de biorétentions*. http://www.phytotechno.com/wp-content/uploads/2018/04/Fiche-bior%C3%A9tention-finale_LHEb-ilovepdf-compressed.pdf
- Rosa, D. J., Clausen, J. C., & Dietz, M. E. (2015). Calibration and Verification of SWMM for Low Impact Development. *Journal of the American Water Resources Association*. <https://doi.org/10.1111/jawr.12272>
- Rossman, L. A., & Huber, W. C. (2016). *Storm Water Management Model Reference Manual Volume III – Water Quality*. U.S. Environmental Protection Agency.

- Rossman, L. A. (2015). *Storm Water Management Model User's Manual Version 5.1*.
- Roy-Poirier, A. (2009). *Bioretention for phosphorus removal: Modelling stormwater quality improvements*, Queen's University (Kingston, Ontario, Canada)].
- Roy-Poirier, A., Champagne, P., & Filion, Y. (2010a). Bioretention processes for phosphorus pollution control. *Environmental Reviews*, 159-173. <https://doi.org/10.1139/a10-006>
- Roy-Poirier, A., Champagne, P., & Filion, Y. (2010b). Review of Bioretention System Research and Design: Past, Present, and Future. *Journal of Environmental Engineering*, 878-889. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000227](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000227)
- Rusciano, G. M., & Obropta, C. C. (2007). Bioretention column study: Fecal coliform and total suspended solids reductions. *Transactions of the American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 1261-1269. <https://doi.org/10.13031/2013.23636>
- Sebti, A. (2016). *Optimisation de l'implantation des pratiques de gestion optimales (pgo) dans les réseaux de drainage urbain*, ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL]. https://publications.polymtl.ca/2076/1/2016_AnasSebti.pdf
- Selbig, W. R. (2016). Evaluation of leaf removal as a means to reduce nutrient concentrations and loads in urban stormwater. *Science of the Total Environment*, 571. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.003>
- Soriano, L., & Rubió, J. (2019). Impacts of Combined Sewer Overflows on surface water bodies. The case study of the Ebro River in Zaragoza city. *Journal of Cleaner Production*. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.033>
- Stantec. (2016). *Étude de faisabilité du projet de réfection de la rue saint-maurice (entre le chemin des sources et le boul. Sainte-madeleine)*.
- Stantec. (2017). *Étude de faisabilité du projet de réfection de la rue Saint-Maurice (entre le chemin des Sources et le boul. Sainte-Madeleine)*.
- Sullivan, M., Busiek, B., Whitlow, H., Upchurch, M., Molloy, J., & Deutsch, B. (2008). *Enhancement of the Green Build-Out Model to Quantify Stormwater Reduction Benefits in Washington, DC* [Communication de conférence]. International Low Impact Development Conference, Seattle, Washington, United States. [https://doi.org/10.1061/41009\(333\)110](https://doi.org/10.1061/41009(333)110)
- Sylvestre, E., Burnet, J. B., Smeets, P., Medema, G., Prevost, M., & Dorner, S. (2020). Can routine monitoring of E. coli fully account for peak event concentrations at drinking water intakes in agricultural and urban rivers? *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115369>
- ten Veldhuis, J. A., Clemens, F. H., Sterk, G., & Berends, B. R. (2010). Microbial risks associated with exposure to pathogens in contaminated urban flood water. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.02.009>
- The Prince George's County, M. (2007). *Bioretention Manual*. Environmental Services Division. Department of Environmental Resources. https://www.aacounty.org/departments/public-works/highways/forms-and-publications/RG_Bioretention_PG%20CO.pdf
- Tuomela, C., Sillanpää, N., & Koivusalo, H. (2019). Assessment of stormwater pollutant loads and source area contributions with storm water management model (SWMM). *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.061>

- Wang, M., Zhang, D., Wang, Z., Zhou, S., & Tan, S. K. (2021). Long-term performance of bioretention systems in storm runoff management under climate change and life-cycle condition. *Sustainable Cities and Society*. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102598>
- Wang, R., & Kalin, L. (2018). Combined and synergistic effects of climate change and urbanization on water quality in the Wolf Bay watershed, southern Alabama. *Journal of Environmental Science* 107-121. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.11.021>
- Zaiem, J. (2012). *Analyse de la réponse hydrologique lors de pluies intenses : cas d'application du bassin de drainage du collecteur de la savane (ville de québec)* Université du Québec].