



Performances des infrastructures vertes de gestion des eaux pluviales (IVGEP) pour la réduction du ruissellement urbain et pour la protection des sources d'eau potable en climat actuel et futur

Rapport final
Juin 2022



Performances des infrastructures vertes de gestion des eaux pluviales (IVGEP) pour la réduction du ruissellement urbain et pour la protection des sources d'eau potable en climat actuel et futur

Rapport final

Juin 2022

Titre du projet Ouranos: Performances des infrastructures vertes de gestion des eaux pluviales (IVGEP) pour la réduction du ruissellement urbain et pour la protection des sources d'eau potable en climat actuel et futur

Numéro du projet Ouranos: 551021

Citation suggérée : Dagenais, D., Dorner, S. et Brisson, J. (2022). *Performances des infrastructures vertes de gestion des eaux pluviales (IVGEP) pour la réduction du ruissellement urbain et pour la protection des sources d'eau potable en climat actuel et futur*. Rapport de recherche. Montréal. Ouranos. 86 p.

Les résultats et opinions présentés dans cette publication sont entièrement la responsabilité des auteurs et n'engagent pas Ouranos ni ses membres. Toute utilisation ultérieure du document sera au seul risque de l'utilisateur sans la responsabilité ou la poursuite juridique des auteurs.

RÉSUMÉ

➤ Contexte

Les municipalités cherchent des modes de gestion intégrée des eaux pluviales permettant de retenir, traiter et infiltrer à la source tout en maximisant les co-bénéfices aux populations. Les infrastructures vertes de gestion des eaux pluviales (IVGEP), des systèmes techniques comportant substrat et végétaux, permettent aux villes de répondre à ces besoins. Parmi les IVGEP, les biorétentions sont particulièrement prisées en milieu urbain pour leur facilité d'insertion. Or les villes du sud du Québec manquent de données locales sur la performance des biorétentions à l'échelle du dispositif et du bassin de drainage, sur leur impact sur les eaux souterraines et les prises d'eau potable. Ces lacunes freinent l'implantation des biorétentions. Ce projet vise à combler, en partie, ces lacunes.

➤ Objectifs

- Quantifier les performances en climat actuel et futur d'IVGEP conçues pour une ville du Sud québécois, Trois-Rivières en l'occurrence.
- Mettre à l'épreuve certaines configurations de biorétention adaptées aux villes du sud du Québec(ex. : substrat et végétaux)
- Modéliser un secteur en climat actuel et futur grâce aux données collectées sur le terrain
- Améliorer le processus d'implantation et le design de futures IVGEP et anticiper sur les besoins en climat futur

➤ Démarche

Cinquante-quatre biorétentions (BR) avec infiltration complète ont été implantées dans une rue résidentielle de Trois-Rivières, Canada. Quatre espèces végétales (Iris versicolor, Cornus sericea 'Arctic fire' et Sesleria autumnalis et Juncus effusus), ont été suivies dans 8 biorétentions (BR-1 à BR-8) contenant un substrat soit commercial soit local. Les plantations ont été achevées fin juillet 2018 et le suivi des végétaux, en août 2020. Un suivi hydrologique, de qualité de l'eau et de la nappe phréatique a été effectué dans la BR-4 en 2019, 2020 et 2021.

Des indicateurs de croissance et santé des végétaux ont été mesurés. Les concentrations foliaires de nutriments et de métaux traces ont aussi été analysées. Ces indicateurs sont autant de traits fonctionnels pouvant être utilisés pour guider éventuellement le choix des végétaux dans les BR.

➤ Résultats

Les biorétentions ont été en mesure de gérer complètement les eaux pluviales même lors de pluies intenses. Durant les visites au terrain, aucune accumulation d'eau n'a été observée dans les biorétentions. La conception des BR, notamment leur surdimensionnement (25% de la surface drainée plutôt que le 5-10% recommandé), le fait qu'une partie de l'eau de ruissèlement n'entraîne pas dans le puisard de trottoir et le niveau de la nappe phréatique ont cependant entraîné certains problèmes de performance et de suivi. Sur une échelle locale, les BR peuvent contribuer à réduire les débits de pointes observés dans les conduites d'égout pluvial de la Ville. Dans ce projet particulier, cette réduction n'a pas été aussi significative en raison d'un débit très élevé dans les conduites en provenance d'un ruisseau canalisé.

Les végétaux semblent bien croître malgré un substrat drainant et des périodes de sécheresse. La performance des végétaux dans chacun des substrats a été satisfaisante, mais a varié selon les espèces et les années. Aucun substrat ne s'est démarqué. La conductivité du substrat était plus importante en bordure de trottoir et de rue qu'à proximité de l'entrée d'eau de ruissèlement. Cela peut être dû à la projection de sel au moment de l'entretien de la route et au déglçage des trottoirs par la ville et les particuliers. Le choix des espèces et leur emplacement devront tenir compte de ces contraintes.

Le seul arbuste du projet, *Cornus sericea* 'Arctic fire', a montré la meilleure croissance des quatre espèces étudiées selon tous les indicateurs. Les trois autres espèces se sont distinguées diversement selon les indicateurs. La concentration de nutriments dans les feuilles était similaire pour toutes les espèces étudiées. Par contre, *Juncus effusus* présentait une accumulation de Zn, Cd et Cu plus élevée que les autres espèces à la fin de la troisième saison de croissance. Toutes les espèces ont réalisé une bonne colonisation racinaire en profondeur du substrat. L'utilisation d'espèces arbustives semble prometteuse à cause de leur importante biomasse et de leur séquestration des nutriments plus pérenne que chez les espèces herbacées. Des études additionnelles seraient nécessaires pour mettre à l'épreuve cette hypothèse. Cependant, il faudra veiller à contrôler la taille des espèces arbustives. Les iris versicolores ont présenté des problèmes phytosanitaires (rouille et perceur de l'iris). Leurs feuilles ont été rabattues et enlevées en automne pour réduire l'infection et l'infestation la saison de croissance suivante. Les résultats doivent être interprétés en tenant compte des conditions particulières du projet, par exemple, le surdimensionnement des biorétentions, l'absence d'accumulation d'eau dans ces dernières et la hauteur de la nappe phréatique.

➤Suites recommandées ou retombées pour l'adaptation

Pour atteindre leurs objectifs, les puisards acheminant l'eau aux biorétentions doivent être conçus pour vraiment recueillir les eaux de ruissèlement de la chaussée. Pour un bassin de drainage répondant aux critères de conception (5-10% de la surface drainée) sans interception de la nappe phréatique, les puisards de trottoir, agissant également en tant que fosses à sédiments effectuant un prétraitement des eaux de ruissèlement, devraient avoir une profondeur maximale de 300 mm à laquelle s'ajouterait une profondeur additionnelle pour permettre une accumulation annuelle de sédiments. Le ratio entre la surface imperméable drainée et l'aire de puisard pourrait être déterminé en fonction de considérations liées à l'efficacité de la décantation des particules en suspension. Le volume que peuvent contenir ses fosses devrait également être déterminé de façon à permettre à l'eau de se déverser dans la biorétention lors de pluies de plus faible intensité. Des recherches additionnelles sur un plus grand nombre d'espèces notamment des espèces d'arbustes et d'arbres sont nécessaires pour confirmer les indicateurs (traits fonctionnels) sur lesquels fonder le choix des végétaux. Des observations attentives de végétaux à tous les mois pendant la saison de croissance sont recommandées pour détecter rapidement les maladies et les insectes et intervenir en conséquence. Des suivis à plus long terme doivent être envisagés pour évaluer la performance et l'entretien des systèmes à maturité. Les recommandations issues de ce projet pilote pourraient être diffusées par le biais de fiches résumés.

Table des Matières

1	INTRODUCTION, CONTEXTE ET OBJECTIFS.....	1
2	COMPTE-RENDU DE LA REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	3
2.1	Hydrologie.....	3
2.1.1	Impact du climat froid (adapté de Beral et al. (À soumettre)).....	3
2.2	Substrats et paillis.....	4
2.3	Végétaux.....	5
2.4	Communautés fongiques et microbiennes.....	8
3	MÉTHODOLOGIE / DONNÉES.....	9
3.1	Choix de la ville partenaire et des sites d’implantation des IVGEP et élaboration du projet.....	9
3.2	Conception et construction d’IVGEP.....	10
3.3	Échantillonnage et analyses.....	11
3.3.1	Données pluviométriques et climatiques.....	11
3.3.2	Hydrologie.....	12
3.3.3	Substrats et paillis.....	17
3.3.4	Végétaux.....	18
3.3.5	Micro-organismes.....	19
4	RÉSULTATS.....	21
4.1	Climat années 2018 à 2020.....	21
4.2	Hydrologie.....	22
4.2.1	Eaux souterraines.....	22
4.2.2	Caractéristiques des pluies échantillonnées et débits d’entrée.....	25
4.2.3	Débits de sortie.....	28
4.2.4	Qualité de l’eau.....	32
4.2.5	Modélisation EPA-SWMM (Storm Water Management Model adapté de Bouattour, 2021).....	34
4.3	Substrats.....	39
4.4	Paillis.....	42
4.5	Végétaux.....	42
4.6	Communautés microbienne et fongique.....	48
4.7	Autres observations.....	49
5	DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS.....	51

5.1	Hydrologie.....	51
5.1.1	Performance des BR sur la quantité.....	51
5.1.2	Performance des BR sur la qualité	52
5.1.3	Recommandations	53
5.2	Substrat.....	54
5.2.1	Recommandations	55
5.3	Paillis.....	55
5.3.1	Recommandations	55
5.4	Végétaux.....	56
5.4.1	Recommandations	58
6	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	59
6.1	Conclusions relatives au suivi expérimental hydrologique et de qualité de l'eau	59
6.2	Conclusions relatives au substrat, au paillis et aux végétaux.....	59
7	RÉFÉRENCES	61
8	ANNEXES	70

Liste des tableaux

Tableau 1 : Résumé qualitatif de l'effet des plantes sur les performances de biorétention basé sur des études scientifiques. Rôle des plantes : négligeable (0), mineur (+), important (++), crucial (+++), mineur à négatif (+-), plus d'études nécessaires (?). Tiré de Dagenais et coll. (2018, p. 535).	7
Tableau 2 : Couple d'amorces utilisées pour le séquençage des communautés fongique (ITS) et bactérienne (16S).	20
Tableau 3 : Séquence d'échantillonnage initialement prévue pour 2021.	25
Tableau 4 : Caractéristiques des pluies échantillonnées en 2021.02+6.	25
Tableau 5 : Concentrations moyennes événementielles et pourcentages d'enlèvement massique pour les différents contaminants suivis.	33
Tableau 6 : Évènements considérés pour le calage du modèle SWMM.	36
Tableau 7 : NRMSE calculé.	36
Tableau 8 : Réduction des volumes ruisselés et des débits de pointes par les biorétentions selon la simulation SWMM (échelle locale).	38
Tableau 9 : Conformité des deux substrats utilisés pour les BR installées dans le cadre du projet de la rue Saint-Maurice (Trois-Rivières, QC) par rapport aux spécifications de compositions et granulométrie données à l'article 11.3.4 du devis de construction. Résultats des analyses effectuées par le laboratoire Geosol pour la Ville de Trois-Rivières avec ajouts des résultats d'analyse de substrat Savaria et de paillis effectués par Environex initialement (composite; 18/06/2018) et à la fin du suivie (n=6, BR-4; 14/04/2021) (Tiré de (Beral et al., 2019)). Les cases ombrées signifient que ces paramètres n'ont pas été analysés.	39
Tableau 10. Bilan des puisards.	51
Tableau 11 : Analyse des tissus végétaux (en mg/kg sauf P, K, Mg, Ca, N en g/kg).	75

Liste des figures

Figure 1. Description des composantes des biorétentions et leur positionnement le long de la rue Saint-Maurice.	10
Figure 2 : Vue en coupe des biorétentions faisant l'objet du suivi scientifique.	11
Figure 3 : Schéma du secteur étudié.	12
Figure 4 : A : Déversoirs pour la mesure des débits d'entrée des BR; B. Vue 3D des déversoirs à l'intérieur des puisards d'entrée des BR; C. Photo de l'installation du système dans le puisard de la BR-4.	13
Figure 5 : Relation entre le débit prédit par l'équation et le débit mesuré au laboratoire lors de la calibration du montage ($R^2=0.81$).	14
Figure 6 : Test de l'appareil de mesure au laboratoire du CREDEAU, Polytechnique (gauche) - Boîte déversoir (droite).	15
Figure 7 : Vue du système de mesure de débits sortant à l'intérieur du puisard de la BR-4.	15
Figure 8 : Périodes typiques d'échantillonnage lors d'un événement de pluie (source des données : Environnement Canada).	16
Figure 9 : Schéma de la distribution dans la BR #4, des carottages de 10cm de profondeur de substrat pour analyse et de prise de mesure hygrométrique et de carottage microbiologique.	18
Figure 10 : Moyennes mensuelles des températures (max., moy., min.) journalières et somme des précipitations mensuelles comparé à la normale, en fonction des mois et années de 2018 à 2021.	21
Figure 11 : Variation du niveau de la nappe phréatique au piézomètre P-1.	22
Figure 12 : Évolution de la conductivité électrique de la nappe phréatique, mesurée au piézomètre P-4 de la BR4.23	
Figure 13 : Concentrations des contaminants étudiés dans les eaux souterraines au niveau de la BR-4. P-1 est le piézomètre en « amont » de la BR-4, P-3 au centre de la BR-4 près du point de déversement des eaux pluviales et P-4, le piézomètre en « aval » du de la BR-4.	24
Figure 14 : Niveau d'eau dans le puisard de trottoir (BR-4) et pluviométrie à la station des Érables (mars et avril 2021).	26
Figure 15 : Niveau d'eau dans le puisard de trottoir (BR-4) et pluviométrie à la station des Érables (juin et juillet 2021).	26
Figure 16 : Niveau d'eau dans le puisard de trottoir (BR-4) et pluviométrie à la station des Érables (août à octobre 2021).	27
Figure 17 : Niveau d'eau dans le puisard de trottoir (BR-4) pour la pluie du 26-27 mars.	27
Figure 18: Redondance des puisards collectant le ruissèlement.	28
Figure 19 : Hydrogramme à la sortie pour la période du 25 mars 2021 au 31 mars 2021. a) Débit mesuré par le déversoir; b) niveau d'eau mesuré par la sonde dans le puisard de trottoir; c) Capacité maximale du déversoir.	29
Figure 20 : Hydrogramme à sortie pour la période du 26 juin 2021 au 27 juin 2021. a) Débit mesuré par le déversoir; b) niveau d'eau mesuré par la sonde dans le puisard de trottoir; c) Capacité maximale du déversoir.	29
Figure 21 : Séparation de l'hydrogramme provenant du ruissèlement de celui provenant d'un captage supposé de la nappe phréatique. a) débit de sortie; b) hauteur de la nappe phréatique mesurée par la sonde; c) Estimation du débit supposé provenant de la nappe phréatique.	30
Figure 22 : Évolution de la conductivité électrique et des concentrations de chlorures à la sortie de la BR-4 entre le 26 et 27 mars 2021.	31
Figure 23 : Vidange de la BR-4 pour la pluie du 26 juin 2021.	31
Figure 24 : Évolution de la conductivité électrique (EC) et de la température dans la nappe phréatique pour la pluie du 24 septembre.	32
Figure 25 : Gauche : Secteur représenté par le modèle SWMM; Droite : Secteur local représenté par le modèle SWMM (52 BR de la rue Saint-Maurice uniquement).	34
Figure 26 : Position des stations météo par rapport au site d'étude utilisées pour la modélisation SWMM.	35

Figure 27 : Emplacement des débitmètres utilisés pour la modélisation SWMM.	35
Figure 28. Comparaison entre les résultats de la simulation et les données observées après calage du modèle SWMM au niveau du débitmètre situé en aval du système de drainage. A: 2020-07-19; B : 2020-07-27; C : 2020-08-04; D : 2020-08-11	37
Figure 29 : Comparaison du débit modélisé avec et sans BR sur l'échelle locale (rue Saint-Maurice uniquement). A: 2020-07-19; B : 2020-07-27; C : 2020-08-04; D : 2020-08-11. Sur les graphiques, CBR = cellules de biorétention.	37
Figure 30 : Comparaison du débit modélisé avec et sans BR sur l'échelle globale. A: 2020-07-19; B : 2020-07-27; C : 2020-08-04; D : 2020-08-11. Sur les graphiques, CBR = cellules de biorétention.	38
Figure 31. Moyenne des 3 campagnes d'échantillonnage hygrométrique de mesure dans les 6 biorétentions suivies	42
Figure 32. Surface foliaire par plant en moyenne par espèce (n=9 ou pour les Cornus plantés par paire, n=6) en fonction du temps et du substrat.	45
Figure 33. Biomasse foliaire sèche produite par plant en moyenne par espèce en 2019 et 2020 (n=9 pour les Iris, Sesleria et les Juncus plantés par groupes de 3; 6 pour les Cornus plantés par paire) en fonction du substrat, local sur-mesure (couleur pleine) ou commercial Savaria Natureausol (couleur hachurée).	45
Figure 34. Nombre de feuilles par plant en moyenne par espèce (n=9 ou pour les Cornus plantés par paire, n=6) en fonction du temps et du substrat.	46
Figure 35. Note d'état de santé par plant (5 : en parfaite santé ; 4 : maladie/carence dépistée ; 3 : maladie/carence affectant la plante ; 2 : maladie/carence nuisible à la croissance de la plante ; 1 maladie/carence affectant très sévèrement la plante ; 0 : morte) en moyenne par espèce (n=9 ou 6 pour les Cornus planté par paire) en fonction du temps et du substrat.	46
Figure 36. Indices de surfaces foliaires (LAI) par plant en moyenne par espèce (n=9 ou pour les Cornus plantés par paire n=6) en fonction du temps et du substrat.	47
Figure 37. Diversité bactérienne (à la classe) et abondance relative (à gauche) ou absolue (en nombre de read (lectures)) relative (à droite) de la BR-4 en fonction de la distance à l'entrée d'eau (en m) et de l'orientation dans le bassin (GH : côté gazon en haut; GB : côté gazon en bas; RB : côté trottoir/route en bas; RH : côté trottoir/route en haut).	48
Figure 38. Diversité fongique (à la classe) et abondance relative (à gauche) ou absolue (en nombre de read) relative (à droite) de la BR-4 en fonction de la distance à l'entrée d'eau (en m) et de l'orientation dans le bassin (GH : côté gazon en haut; GB : côté gazon en bas; RB : côté trottoir/route en bas; RH : côté trottoir/route en haut).	49
Figure 39. Résultats moyens pour les 6 biorétentions des 3 campagnes d'échantillonnage (août et octobre 2020 et avril 2021) de l'humidité du sol en bleu et de la conductivité électrique du sol en bordeaux (n=6).	70
Figure 40. A. Longueur spécifique racinaire; B. teneur en matière sèche racinaire obtenue sur les spécimens de l'expérience en serre; C. Capture d'écran de l'analyse racinaire de IV #3 sur WinRhizo.	71
Figure 41. Densité racinaire autour des rhizotrons en fonction de la profondeur pour tous les spécimens suivis; l'identifiant de chaque spécimen correspond au numéro de BR et de l'espèce considérée.	72
Figure 42. Épaisseur racinaire autour des rhizotrons en fonction de la profondeur pour tous les spécimens suivis; l'identifiant de chaque spécimen correspond au numéro de BR et de l'espèce considérée.	73
Figure 43. Concentration foliaire en macro et micro-nutriments et éléments traces par espèce en moyenne par période et substrat ; ligne rouge = seuil de détection.	74
Figure 44 : Variation du niveau de la nappe phréatique au piézomètre P-3 et P-4 (de gauche à droite).	75
Figure 45. Puisard de rue Carré.	76
Figure 46. Détails de construction d'égouts et d'eau potable.	77
Figure 47. Réflexion de la rue Saint-Maurice entre le boul. Sainte-Madelaine et le Chemin des Sources.	78

Liste des acronymes

ASV : variantes de séquence d'amplicon (Amplicon Sequence Variant)

BR : Cellule de biorétention ou biorétention au singulier ou au pluriel

BRF : Bois raméal fragmenté

BTEX : Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylènes

CC : changements climatiques

EC : conductivité électrique (Electric Conductivity)

ET : évapotranspiration

CS : *Cornus sericea*

IV : *Iris versicolor*

IVGEP : infrastructures vertes de gestion des eaux pluviales

ITS : espaceurs transcrits internes (internal transcribed spacer)

JE : *Juncus effusus*

SA : *Sesleria autumnalis*

SWMM : Storm Water Management Model

1 Introduction, contexte et objectifs

L'urbanisation entraîne une augmentation des surfaces imperméables et une réduction des surfaces végétalisées qui provoquent une hausse du volume et du débit des eaux de ruissèlement. Cette hausse sera exacerbée par les changements climatiques (CC). De plus, les eaux de ruissèlement urbaines transportent souvent de nombreux polluants. Eriksson et al. (2004) ont identifié 19 contaminants très préoccupants dans le ruissèlement urbain, y compris les métaux lourds, les nutriments, les herbicides, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et divers composés organiques. Le rejet de ces eaux de ruissèlement dans les cours d'eau récepteurs, lorsque non traité, modifie non seulement leur hydrologie avec des débits de pointe et de crue plus élevés provoquant l'érosion (Barringer et al., 1994; Erickson et al., 2013; Ferguson and Suckling, 1990), mais aussi leur qualité (Zgheib et al., 2012).

Or les réseaux de collecte (eaux usées et pluviales) et les cours d'eau récepteurs présentent une grande vulnérabilité à l'augmentation du volume et des débits d'eaux de ruissèlement et à la dégradation de leur qualité à cause de l'urbanisation et des CC (Astaraiie-Imani et al., 2012; Burns et coll., 2012; Semadeni-Davies et al., 2008). Afin de réduire cette vulnérabilité, il est important de réduire le ruissèlement et de favoriser l'infiltration et le traitement des eaux à la source grâce à l'utilisation de mesures d'adaptation (Ellis, 2012; Semadeni-Davies et al., 2008). Autrement, la détérioration de la qualité des cours d'eau récepteurs affectera la santé des écosystèmes (Walsh et al. (2016) et des populations qui puisent leur eau potable à même ces cours d'eau ou qui utilisent ces derniers à des fins récréatives. Elle aura aussi un impact sur les ressources allouées au traitement de ces eaux pour consommation (Autixier et coll., 2014).

Les cellules de biorétention (BR ; parfois appelées par certains jardins de pluie) sont des infrastructures vertes d'eaux pluviales développées pour gérer et traiter les eaux de ruissèlement à la source (Fletcher et al., 2015; Prince George's County et al., 1994). Les BR peuvent retarder les débits de pointe, réduire le volume des eaux pluviales et éliminer de nombreux types de contaminants (Kratky et al., 2017a; Vijayaraghavan et al., 2021). Comme les autres IVGEP, les BR peuvent aussi contribuer à réduire les îlots de chaleur urbains (ombrage et évapotranspiration) notamment par la présence d'arbres et à augmenter la biodiversité (Watzuk et coll., 2014; Coutts et coll., 2012; Kazemi et coll., 2009). Elles peuvent aussi fournir un ensemble d'autres bénéfices secondaires culturels et sociaux (ex. éducation, amélioration du cadre de vie, accroissement de la mobilité (Rippy et al., 2021); Church et coll., 2015; Lee et coll., 2014; Loder, 2014; Grant, 2013; Keeley et al., 2013; Dill et coll., 2010).

De nombreux travaux ont porté sur les performances des BR. Celles-ci se mesurent par la réduction des volumes et débits de pointe et de traitement de polluants retrouvés dans les eaux pluviales : azote, phosphore, éléments traces (ex. : métaux), sels de déverglaçage (chlorure de sodium), polluants organiques (ex. : hydrocarbures), pathogènes, microplastiques ou autres polluants émergents (Smyth et al., 2021); van Seters et coll., 2014; Denich et coll., 2013; Hunt et coll., 2011). Les BR ont montré une certaine efficacité pour éliminer les huiles et les graisses (Davis et al., 2010; DiBlasi et al., 2009; Hong et al., 2006; LeFevre et al., 2012; Martin et al., 2014), les matières en suspension (Brown and Hunt, 2011) et les métaux (Al-Ameri et al., 2018; Feng et al., 2012; Lange et al., 2020a). Elles montrent une grande variabilité d'enlèvement du phosphore (P) et de l'azote (N), allant du lessivage à une forte rétention (Davis et al., 2006; Henderson et al., 2007; Marvin et al., 2020). Cette variabilité dépend principalement de la composition du substrat (Nie et al., 2013; Payne et al., 2014; Qiu and Wang, 2013; Yan et al., 2016), mais aussi de la présence de sels de déverglaçage et de son effet sur le sol, les végétaux et les communautés microbiennes qui peut augmenter le relargage des nutriments (Kratky et coll., 2017; Soberg et coll., 2020;). Les apports à la nappe phréatique et au débit de base des cours d'eau récepteurs ont aussi été évalués

(Hamel et coll., 2013; Weiss et coll., 2008). Tous ces éléments présentent une grande importance dans la protection des sources d'eau potable et la santé des écosystèmes aquatiques (Autixier et coll., 2014; Walsh et coll., 2005).

Plusieurs travaux de recherche récents se penchent sur la conception de BR en vue d'améliorer leur performance en regard d'objectifs spécifiques tant hydrologiques que de qualité de l'eau. Les composantes suivantes sont étudiées pour leur rôle dans la performance des BR : les végétaux (espèces, traits fonctionnels), le substrat (composition, propriétés, profondeur), la zone de stockage en surface et en profondeur de même que l'effet d'une zone saturée en profondeur (ex. : (Lange, Viklander, et al., 2020; Muerdter et al., 2020); Paus et coll., 2015; Turk et coll., 2014; Zinger et coll., 2013; Hunt et coll., 2011; Read et coll., 2009, 2008). La recherche sur l'effet des végétaux et de leur rhizosphère sur la performance des BR en particulier est un domaine émergent qui suscite beaucoup d'intérêt (Payne et coll., 2018; van Seters et coll., 2014; Roberts et coll., 2012; Read et coll., 2009, 2008).

Les performances des IVGEP dépendent aussi grandement des caractéristiques du site où elles sont implantées (caractéristiques des eaux de ruissèlement, du sol, climat, bâti, etc.). Il est donc primordial d'évaluer la performance à long terme de projets pilotes dans leur contexte spécifique d'implantation, notamment dans un contexte nordique (Søberg et al., 2020); Paus et coll., 2015; van Seters et coll., 2014; Walsh et coll., 2005). De plus, ces projets doivent dans un premier temps être évalués en climat actuel afin de pouvoir par la suite juger de la pertinence de leur utilisation comme mesures d'adaptation en climat futur. Par ailleurs, il manque de données empiriques sur l'impact de l'implantation de ces dispositifs sur les charges polluantes à l'échelle d'un bassin de drainage et ses conséquences pour les sources d'eau potable et l'eau souterraine (Autixier et coll., 2014; Hamel et coll., 2013; Endreny et Collins, 2009; Weiss et coll., 2008). Le présent projet entend pallier le manque de telles données dans le contexte québécois.

Enfin, l'évaluation des performances vise à corriger le processus d'implantation et le design des BR. Cette rétroaction sur la planification et le design contribue à l'adaptation des villes aux CC et à leur résilience (Ahern, 2011).

2 Compte-rendu de la revue de la littérature

2.1 Hydrologie

2.1.1 Impact du climat froid (adapté de Beral et al. (À soumettre))

Bien que plusieurs études montrent une variation saisonnière des performances des BR (Géhéniau et al., 2015a; Muthanna et al., 2008; Paus et al., 2016; Roseen et al., 2009; Walaszek et al., 2018), l'effet des conditions climatiques sur les performances des BR reste encore mal compris. Ceci est vrai en particulier pendant la période froide lorsque les propriétés physico-chimiques de l'eau et du sol changent, et les processus biologiques et l'activité microbienne sont réduits (Dawson and Murphy, 1972; Hwang and Oleszkiewicz, 2007; Thornton and Lessem, 1978). Ces changements affectent négativement les performances hydrologiques du système (Khan et al., 2012a). En période froide, le gel des sols saturés en eau obstrue tous les pores et bloque l'infiltration de l'eau. Dans les sols non saturés, il se forme un givre granuleux ou poreux qui réduit le volume poreux (Géhéniau et al., 2015b), mais n'empêche pas l'infiltration du ruissèlement en cas de besoin (Paus et al., 2015). Mais il peut arriver qu'à cause du gel, des voies d'écoulement préférentielles se créent dans le sol. Le temps de rétention hydraulique est affecté par les cycles de gel-dégel qui peuvent augmenter le taux d'infiltration du substrat (Denich et al., 2013). L'expansion de l'eau par congélation agrandit le volume des pores, qui ne retrouvent pas leur volume d'origine lorsque l'eau dégèle (Denich et al., 2013). Le stockage de la neige dans les zones de biorétention peut entraîner un compactage du sol, ce qui réduit également la conductance hydraulique (Kratky et al., 2017b). En période de fonte, plusieurs phénomènes contribuent à amoindrir l'efficacité de réduction du volume et du débit de pointe moyen et de traitement de l'eau des biorétentions: 1. un volume de ruissèlement plus important doit être géré, 2. les plantes sont en dormance ce qui réduit l'évapotranspiration, 3. , le temps de rétention hydraulique est plus faible ce qui nuit au traitement de l'eau (Géhéniau et al., 2015b).

La qualité de l'eau peut également être affectée par des températures plus froides, qui réduisent les processus biologiques et raccourcissent les périodes de croissance des plantes (Reay et al., 1999; Thornton and Lessem, 1978). Au printemps, la fonte de la neige accumulée tout au long de l'hiver libère de grandes quantités de contaminants piégés (Muthanna et al., 2007a).

Comme mentionné précédemment, toutes ces caractéristiques pourraient impacter à la fois l'efficacité hydraulique et l'amélioration de la qualité de l'eau (Blecken et al., 2011; Géhéniau et al., 2015b; Muthanna et al., 2007b; Paus et al., 2015; Soberg et al., 2014).

De plus, les chutes de neige et la couverture de glace obligent les municipalités à utiliser des sels de déglacage et/ou des abrasifs sur les routes et les trottoirs, du NaCl en particulier, pour assurer la sécurité de la circulation, mais le NaCl menace le fonctionnement des BR. Le NaCl peut avoir un impact négatif sur les végétaux et le sol.

Après dissociation du NaCl, le cation sodium (Na) entre en compétition avec les micro- et macro-éléments sur les sites d'échange cationique du sol. Une fois ces éléments délogés, ils sont lessivés (Géhéniau et al., 2015b; Paus et al., 2014; Sjøberg et al., 2017). L'augmentation de Na⁺ au détriment du calcium (Ca²⁺), se traduira par un fort pourcentage de sodium échangeable (ou un fort taux d'adsorption du sodium) et diminue la floculation des particules d'argile dans le sol (Fay and Shi, 2012). Une sodicité accrue s'accompagne d'une hausse du pH. Celle-ci peut favoriser la minéralisation de l'azote et la nitrification. Ce

phénomène peut provoquer un accroissement du relargage d'ammoniaque ou de nitrates dépendant des degrés d'enlèvement soit de volatilisation de l'ammoniac ou dénitrification existants (Green et al., 2008). Une augmentation du pourcentage de sodium échangeable va disperser les colloïdes et transformer la structure fragmentaire en une structure compacte (Shannon et al., 2020). Ce sol moins poreux, à faible perméabilité et faible conductivité hydraulique, pourrait générer des accumulations de ruissèlement à sa surface. Cela pourrait permettre la remobilisation des colloïdes, éventuellement contaminés par des métaux préalablement absorbés (Huber et al., 2016; Kakuturu and Clark, 2012; Tromp et al., 2012). Le chlore en excès peut également être échangé avec certains ligands métalliques, provoquant leur libération. Même si ce mécanisme de libération des métaux est considéré comme secondaire, il reste préoccupant, car les métaux sont dissous au cours de ce processus, ce qui les rend plus biodisponibles et donc plus toxiques (Marsalek, 2003). Lorsque le sel est associé à un abrasif tel que du sable ou du gravier, la quantité de sédiments de ruissèlement augmente, réduisant le taux d'infiltration du sol, sauf si la BR dispose d'un prétraitement comme une fosse à sédiments (Khan et al., 2012b).

L'impact des sels sur les végétaux peut être direct, avec l'augmentation de la pression osmotique générée par une concentration élevée de sels dans le sol, qui crée un stress hydrique pour l'organisme. À l'intérieur des plantes, l'augmentation de concentration de sodium peut entraîner une réduction de la conductance stomatique, de la surface foliaire, du développement des racines, de l'absorption d'eau par les racines et de la taille des plantes (Davis et al., 2014; Munns and Tester, 2008). Or ces facteurs sont essentiels pour la survie et la contribution à l'efficacité des BR. L'accumulation intracellulaire de Na pourrait également interférer avec la machinerie cellulaire et être délétère pour un organisme non adapté. Chez les plantes, on observe des problèmes nutritionnels, dus à la compétition des transporteurs de nutriments avec Na (Cekstere et al., 2010). La chlorose et la nécrose apparaissent en raison de la dégradation des organites et de l'altération des processus biochimiques, provoquant un stress oxydatif (Blomqvist, 1998). Tout cela peut entraîner la mort de l'organisme (Endreny et al., 2012; Equiza et al., 2017).

En résumé, les températures froides ont des effets multiples et parfois contraires sur les BR. Elles peuvent augmenter la conductivité hydraulique par la création de chemins préférentiels, ou la création de larges pores à cause des effets de gel et dégel ce qui peut réduire le temps de rétention de l'eau de ruissèlement et donc son traitement. Les températures froides peuvent au contraire réduire la conductivité hydraulique du substrat par l'augmentation de la compaction du sol par le poids de la neige ou par l'effet des sels de déglacage à base de NaCl et la défloculation des argiles. Elles peuvent nuire au traitement de l'eau par la réduction du temps de rétention, par le ralentissement des processus microbiens liés à la minéralisation de la matière organique et au cycle de l'azote ou par l'impact du NaCl sur la rétention de P, N et de certains métaux par le sol.

2.2 Substrats et paillis

Le substrat, les végétaux, les microorganismes et leur interaction contribuent à la réduction des volumes et des débits de pointes de même qu'à l'enlèvement des polluants dans les biorétentions (Dagenais et al., 2018; Skorobogatov et al., 2020).

La composition du substrat influe sur les performances des biorétentions. Une texture plus sablonneuse, une granulométrie plus grossière et une structure granulaire favoriseraient l'infiltration et donc la réduction des volumes. La présence de particules fines telles que l'argile favoriserait l'enlèvement des nutriments et des métaux (Skorobogatov et al., 2020). La teneur en matière organique agit sur la structure du sol, sur le relargage potentiel de certains nutriments tels que l'azote et le phosphore et sur la rétention

à plus ou moins long terme des certains métaux par exemple le cuivre (Chahal et al., 2016; Skorobogatov et al., 2020). Par la présence d'amendements telle que la chaux, les résidus de boues de traitement des eaux usées, le sable enrichi en fer ou le biochar peuvent contribuer à l'enlèvement de polluants, le phosphore par exemple, par le potentiel de sorption de ce polluant sur leur surface (Skorobogatov et al., 2020). De tels amendements ont donné des résultats similaires dans d'autres IVGEP telles que les marais filtrants (Comeau et al., 2001).

De nombreuses publications soutiennent que le paillis peut constituer une source de carbone pour les bactéries dénitrifiantes. Une étude effectuée en 2014 montrait cependant qu'une portion très faible de l'enlèvement de nitrate dans les biorétentions était due à la dénitrification et ce, en présence de végétaux moins assimilants. Les auteurs faisaient donc l'hypothèse que la dénitrification ne s'effectuait que lorsque l'assimilation par les végétaux était insuffisante autrement dit lorsqu'un excédent de NO_3 percole dans les couches inférieures de la biorétention (Payne et al., 2014). Il serait donc intéressant de mieux comprendre les bénéfices et les enjeux liés à l'utilisation de BRF dans les BR.

Outre ses vertus horticoles, le paillis permet de maintenir la porosité du substrat et de freiner l'infiltration de certains polluants. Jusqu'à 80% des hydrocarbures ont été absorbés par le paillis dans une expérience menée par Hong et al. (2006). Les matières en suspension (MES), des éléments traces métalliques ou métaux tels que Zn, Pb, Cu sont aussi retenus par le paillis (Simcock et coll., 2013; Muthanna et coll., 2007). Le type de paillis à utiliser -organique ou inorganique- est sujet à débat (Hunt et coll., 2014; Simcock et coll., 2013).

2.3 Végétaux

La présence de végétaux influe sur les taux d'infiltration du substrat par la création de macropores (Le Coustumer et al., 2012; Skorobogatov et al., 2020). Des racines épaisses semblent favoriser la restauration de la capacité d'infiltration hydraulique (Le Coustumer et al., 2012). L'adsorption de l'eau par les végétaux participe à l'assèchement du substrat (Denich and Bradford, 2010; Szota et al., 2018; Wadzuk et al., 2015). La transpiration des plantes contribue à la réduction du volume d'eau (Denich and Bradford, 2010; Szota et al., 2018; Wadzuk et al., 2015).

Les plantes concourent à l'enlèvement des nutriments, en particulier à la réduction du relargage en nitrate par le système (Bratieres et al., 2008; Gautam and Greenway, 2014; Glaister et al., 2017; Henderson et al., 2007; Milandri et al., 2012; Shrestha et al., 2018; Turk et al., 2016; Zhang et al., 2011). Bien que certaines plantes soient capables de phytostabiliser et de phytoextraire, la phytoremédiation des métaux par les plantes semble être un processus mineur dans les BR par rapport au rôle du substrat (Kratky et al., 2017a). Cependant, certaines plantes hyperaccumulatrices pourraient augmenter l'accumulation de métaux (Lange et al., 2020b). La rhizosphère peut également être le site de dégradation de certaines molécules organiques, comme les hydrocarbures polycycliques aromatiques (Martin et al., 2014; Phillips et al., 2008; Siciliano et al., 2003).

Bien que des différences d'efficacité de traitement et de réduction du ruissèlement selon les espèces aient été mises en évidence (Dagenais et al., 2018; Payne et al., 2018; Barrett et al., 2013), la sélection des plantes pour les BR est encore majoritairement fondée sur leurs propriétés esthétiques, et leurs performances de croissance en milieu urbain (Dagenais et al., 2018). Or certains traits fonctionnels des végétaux présents dans les IVGEP jouent un rôle dans leur performance (Lundholm et al., 2015) et identifier ces traits fonctionnels pourrait permettre une meilleure sélection des végétaux. Selon les

études de (Glaister et al., 2017; Payne et al., 2018; Read et al., 2009, 2008), un taux de croissance élevé et une forte biomasse racinaire ou végétale totales peuvent être corrélés à une meilleure efficacité des BR (Glaister et al., 2017; Payne et al., 2018; Read et al., 2009, 2008). Ainsi, selon (Payne et al., 2018), un système racinaire fin et étendu, une importante biomasse totale, une croissance et une biomasse aérienne élevées sont des traits fonctionnels très fiables pour prédire la performance des biorétentions pour l'enlèvement de l'azote. Cependant, cette étude a été effectuée en laboratoire, en Australie, avec des espèces et des conditions climatiques très différentes des nôtres. Or avant que ces fonctions ne soient associées à certains traits, ces liens doivent être confirmés dans de nombreuses espèces, régions et climats (Muerdter et al., 2018). Enfin, il existe peu d'études sur la contribution des plantes à l'efficacité des BR au cours de leur dormance hivernale (Muthanna et al., 2007b). Un résumé de la contribution des végétaux à la performance des biorétentions est présenté au Tableau 1.

Si des travaux ont été effectués sur le rôle du substrat dans la performance des biorétentions, peu d'études ont porté sur les relations entre le type de substrat et la croissance des végétaux dans les biorétentions. Cette interaction à laquelle il faut ajouter l'interaction avec le microbiome du sol a tout de même fait l'objet de questionnements et de recherche dans d'autres disciplines (Bennett & Klironomos, 2019) ou contextes incluant d'autres phytotechnologies comme les toits verts (Dusza et al., 2017) ou la phytoremédiation (Thijs et al., 2016). Mais leurs résultats ne sont pas forcément applicables dans les biorétentions (Mehmood et al., 2021). En effet, les biorétentions constituent un environnement particulier. Par exemple, l'eau de ruissellement qui les alimente comporte de nombreux polluants potentiellement néfastes pour leur croissance. Pensons aux sels de déverglaçage (Denich et al., 2013) ou aux métaux. Selon (Skorobogatov et al., 2020), le substrat généralement utilisé dans les biorétentions est très drainant donc s'assèche rapidement et sa teneur en matière organique est généralement plutôt faible par rapport à d'autres substrats selon (Skorobogatov et al., 2020). Les racines des végétaux peuvent être inondées pendant de longues périodes (Conseil canadien des normes (CSA), 2019). Il faut donc choisir des végétaux adaptés à ces conditions, qui diffèrent des conditions de plantations en plates-bandes.

Une étude de Tirpak et al. (2018) a montré que des spécimens de 5 espèces d'arbres plantés en biorétention en Caroline du Nord et dans le Tennessee étaient en moins bonne condition que des spécimens des mêmes espèces plantés dans un milieu urbain. La composition du substrat et sa chimie de même que la situation des spécimens dans la biorétention (haut, milieu, bas de pentes) étaient des facteurs expliquant cette moins bonne condition. Seule *Taxodium distichum*, une espèce des milieux humides de cette région présentait une meilleure condition en biorétention. Une étude a cependant noté une différence de croissance de *Carex appressa* planté dans un sable de Skye, riche en fer, et dans un substrat de biorétention de type sable loameux et ce, dans des colonnes expérimentales avec ou sans zone saturée. Les auteurs ont noté une corrélation entre la biomasse produite et l'enlèvement des nutriments. Cette dernière était plus élevée dans les colonnes avec zones saturées. Dans ce cas, les spécimens de *C. appressa* présentaient également une longueur racinaire spécifique, un volume et une surface racinaires plus importants (Glaister et al., 2017).

Enfin, les variations annuelles du climat jouent également sur l'adaptation des végétaux aux conditions du substrat : un substrat très drainant pouvant être moins bénéfique dans les années sèches que lors d'une année plus pluvieuse.

Tableau 1 : Résumé qualitatif de l'effet des plantes sur les performances de biorétention basé sur des études scientifiques. Rôle des plantes : négligeable (0), mineur (+), important (++) , crucial (+++), mineur à négatif (+-), plus d'études nécessaires (?). Tiré de Dagenais et coll. (2018, p. 535).

Fonctions du système de biorétention	Mécanismes possibles pour la contribution des plantes	Rôle qualitatif des plantes sur la performance	Données empiriques issues d'études expérimentales
Hydraulique	Transpiration	Petite taille de biorétention, petite surface foliaire par rapport à la surface de collecte.	+
		Aucune étude de transpiration excluant l'évaporation à partir du sol avec contrôle non végétalisé. Déduction d'autres études.	
		Difficulté de mesure directe de la transpiration	
	Perméabilité/porosité : La croissance, la sénescence, la mort et la dégradation subséquente des racines des plantes créent des pores qui aident à maintenir la porosité du sol	Développement des macropores par les racines des plantes selon quelques études et selon des études dans d'autres domaines. D'autres études sont nécessaires pour étayer davantage l'affirmation selon laquelle la végétation aide à maintenir la perméabilité dans les biorétentions en particulier.	++
Filtration des sédiments	Les parties aériennes réduisent la vitesse de ruissellement et favorisent la sédimentation des solides en suspension	Pas d'effet des plantes selon des études empiriques	0
Élimination de l'azote	Absorption par les plantes.	L'effet des végétaux est important. Sans végétaux, on peut observer une exportation nette d'azote.	+++
	La rhizosphère offre des conditions idéales pour la nitrification-dénitrification, par la création de poches adjacentes de sols oxygénés et désoxygénés		
Élimination du phosphore	Absorption par les plantes	Effet positif possible sur la rhizosphère pour les communautés végétales bien établies dans un sol non saturé. Sinon aucun effet	+
Élimination des métaux	Absorption par les plantes	Enlèvement très élevé en raison de la terre et du paillis. Faible absorption par les plantes (par exemple 0,5 % à 14 % de la rétention totale des métaux). La modification des propriétés du sol par les plantes (pH plus bas, MO plus soluble) peut augmenter les métaux dans les effluents.	+ -
Élimination des agents pathogènes	Réduction de l'humidité du sol	Résultats contradictoires de différentes études. Si la perméabilité est augmentée, le temps de rétention et donc l'élimination des agents pathogènes sont réduits. Le vieillissement d'un système planté pourrait avoir un impact sur le taux d'infiltration et le développement de la communauté microbienne. Stimulation de la compétition et de la prédation par d'autres micro-organismes et biofilms	?
Élimination des matières organiques (hydrocarbures)	Élimination par absorption par les plantes (possible, mais limitée)	Aucun effet ou effet indirect par augmentation de l'activité microbienne dans la rhizosphère	?
	La rhizosphère crée des conditions qui favorisent la dégradation bactérienne des hydrocarbures		

2.4 Communautés fongiques et microbiennes

L'impact des mycorhizes sur la performance des BR a fait l'objet de recherches récemment, mais les résultats varient d'une étude à l'autre. Poor and Kube (2019) ont étudié l'impact d'endo et d'ectomycorhizes sur l'exportation de nutriments hors de BR plantées de *Carex stipata*. L'exportation de phosphore était réduite de 13 à 48% et de phosphate de 14 à 60% et l'absorption de cuivre et de zinc augmentait également. Par contre, Lange, Viklander, et al. (2020) n'ont observé aucune augmentation de l'enlèvement des métaux avec l'inoculation de *Dryopteris felix-mas*, une fougère, avec des mycorhizes.

L'activité bactérienne est importante dans les biorétentions. Elle joue un rôle notable dans l'élimination de l'azote, en particulier de l'ammonium dans les BR. Des communautés bactériennes nitrifiantes, et dans une moindre mesure dénitrifiantes, sont présentes dans les BR (Payne et al., 2014); Zuo et al., 2020).

Faulwetter (2013) montre que de forts effets saisonniers sur la diversité de ces communautés peuvent être observés en marais filtrants. Cependant, cela n'a pas encore été testé en BR, où la nitrification semble cependant se produire en hiver (Kratky et al., 2021). Endreny et al., (2012) ont observé une diminution de l'abondance de la communauté sans changement significatif de sa diversité suite aux ruissèlements salés fréquents dans les climats froids. Son étude montre également une meilleure élimination du NO_3 après ces ruissèlements, mais dans son expérience, une alternance entre des périodes saturées et non saturées, peut également avoir considérablement impacté les communautés aérobies/anaérobies présentes.

En revanche, la diversité de la communauté présente dans la BR serait plus influencée par la présence de métaux comme le plomb qui agit sur le recrutement des micro-organismes tolérants à ce type de contaminant (Liu et al., 2020). Si les contaminants et la profondeur dans le sol diminuent l'abondance des bactéries nitrifiantes, cet effet est contrebalancé par le fait les plantes et leur rhizosphère ont un effet positif sur le recrutement de ces bactéries (Chen et al., 2019, 2013).

3 Méthodologie / données

3.1 Choix de la ville partenaire et des sites d'implantation des IVGEP et élaboration du projet

Trois-Rivières est une ville du sud de la province de Québec. Son climat est continental humide avec des températures moyennes maximales de 25,5 °C en juillet et des températures moyennes minimales de -17,1 °C en janvier selon les données météorologiques de la station à TROIS-RIVIERES d'ID climatologique 7018563 (Environment and Climate Change Canada, 2018). Les précipitations moyennes sont de 1122,8 mm/an, 77 % (soit 863,9 mm) tombant sous forme de pluie et le reste sous forme de neige. Le sol d'origine à cet endroit est un sable limoneux fin d'au moins 5 m de profondeur avec une capacité d'infiltration de 66 à 132 mm/h. La profondeur de la nappe phréatique varie entre 1,5 et 2,9 m (Marchand & Minguy, 2016).

La ville de Trois-Rivières a été choisie comme partenaire de l'équipe de recherche dans ce projet. Cette ville a été ciblée, car elle a connu des événements météorologiques extrêmes durant les cinq dernières années, par exemple des pluies importantes durant l'été 2011 et l'été 2012 (orages et tempêtes tropicales) et des canicules en juillet et septembre 2010. La ville de Trois-Rivières était donc sensibilisée à la nécessité d'implanter des mesures d'adaptation. De plus, comme mentionné dans le plan d'adaptation aux changements climatiques de la Ville, ses réseaux de collecte (réseaux sanitaires, pluviaux, unitaires et mixtes) pouvaient s'avérer très vulnérables aux changements climatiques (pluies intenses notamment). Afin de réduire cette vulnérabilité, il est important de diminuer l'apport d'eaux pluviales au réseau. Plusieurs mesures d'adaptation aux changements climatiques étaient mentionnées dans le plan de la ville de Trois-Rivières. Ainsi, la ville entendait privilégier un aménagement durable par la promotion de l'utilisation d'IVGEP telles que les BR ou jardins de pluies et toits verts (Ville de Trois-Rivières, 2013).

Une première prise de contact entre l'équipe de recherche et les professionnels de la ville a eu lieu le 30 juin 2015. Après cette date, des rencontres ont eu lieu afin d'élaborer un projet d'implantation de zones de BR dans le secteur de la rue Saint-Maurice. Les eaux pluviales de ce secteur contribuent à des problèmes de surverse et à la contamination des eaux de surface d'un ruisseau (Ruisseau Favereau) et de plusieurs étangs (étangs de la Madonne et du Moulin). La réduction des volumes et des débits de pointe d'eaux pluviales constituait donc un objectif important. Par ailleurs, la Ville est alimentée par deux sources d'eau potable : la rivière Saint-Maurice et des puits d'eaux souterraines. Pour cela, il était important de bien comprendre les effets des zones de BR sur la qualité des eaux souterraines avant de les implanter dans les zones de captage des puits¹. Des échantillons d'eau souterraine ont d'ailleurs été prélevés dans ce secteur en prévision du projet. Des analyses préliminaires indiquent que les principaux polluants sont les matières en suspension (MES) et le phosphore total (PT) pour les eaux de surfaces. Pour les eaux souterraines, à ces mêmes deux polluants s'ajoutent l'azote ammoniacal (N-NH₄⁺), le phosphore total (PT), le fer (Fe) et le manganèse (Mn).

Le 29 mars 2016, la ville de Trois-Rivières a déposé une demande auprès du Fonds municipal vert pour la réalisation de l'étude de faisabilité. L'équipe de recherche a été associée à cette demande qui a reçu une réponse favorable. La demande auprès d'Ouranos a été déposée le 24 mai 2016. Une demande de

¹ Les eaux souterraines sont étudiées dans le cadre du projet de recherche et développement coopérative subventionné par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (no. CRDPJ 513260 – 17).

subvention Recherche et développement coopérative a été déposée le 10 mai 2017 par l'équipe de recherche auprès du Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie (CRSNG). Cette demande incluant des éléments additionnels non pris en compte dans le présent projet ainsi que des expériences en serre.

3.2 Conception et construction d'IVGEP

La conception des BR, le choix du substrat et des végétaux ont été effectués en consultation avec plusieurs services de la municipalité et dans une certaine mesure avec l'équipe de recherche. La conception a été réalisée par des firmes privées et des professionnels de la ville. Ceci explique que certains choix (ex. : composition végétale variée non uniforme entre les BR ; des substrats testés très similaires) relèvent de considération d'acceptabilité sociale, de coûts, de faisabilité ou d'entretien (dénéigement) plus que de recherche.

Cinquante-quatre BR ont été implantées sur 1,3 km dans une section en pente douce d'une rue résidentielle, la rue Saint-Maurice, à Trois-Rivières (Figure 1). L'implantation des BR visait également à apaiser la circulation. Les BR ont été conçues pour les conditions climatiques froides et ont été construites derrière les trottoirs pour les protéger des dommages causés par les déneigeuses (Figure 1). La conception prévoyait une première couche de 80 mm de paillis, suivi de 600 mm de substrat et une couche de sable MG-112 variant entre 300 mm au centre des BR et 600 mm aux extrémités (Figure 2). Un extrait des plans de construction est présenté en annexe aux Figure 46 et Figure 47. Les eaux pluviales s'écoulent d'abord vers une fosse de sédimentation/infiltration sous le trottoir (Figure 46 en annexe), puis vers la BR. Les conduites acheminant l'eau de la fosse vers les BR ont une pente inversée, vers le puisard. En cas de trop-plein, ces conduites réacheminent l'eau vers la fosse pour être évacuée à l'égout pluvial à partir de la conduite de trop-plein qui s'y trouve. Les BR sans revêtement permettent l'infiltration. Certaines d'entre elles comprennent deux drains de 100 mm dans la couche de sable qui sont reliés à l'égout pluvial, d'autres, un seul.

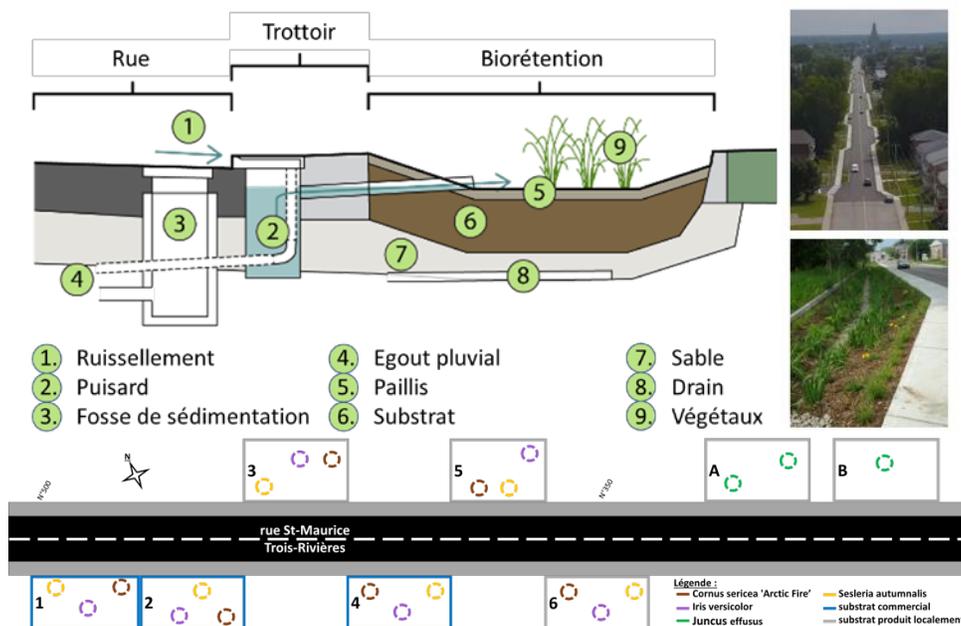


Figure 1. Description des composantes des biorétentions et leur positionnement le long de la rue Saint-Maurice.

Haut. De gauche à droite : dessin en coupe d'une BR ; rue Saint-Maurice après l'implantation des BR ; vue des BR avec *Sesleria autumnalis* (SA), *Hemerocallis 'Stella de Oro'* et *Iris versicolor* (IV). En bas : distribution de 6 BR dans la rue avec emplacement des rhizotrons et des spécimens étudiés. Les *Juncus effusus* (JE) se trouvaient dans les biorétentions A et B.

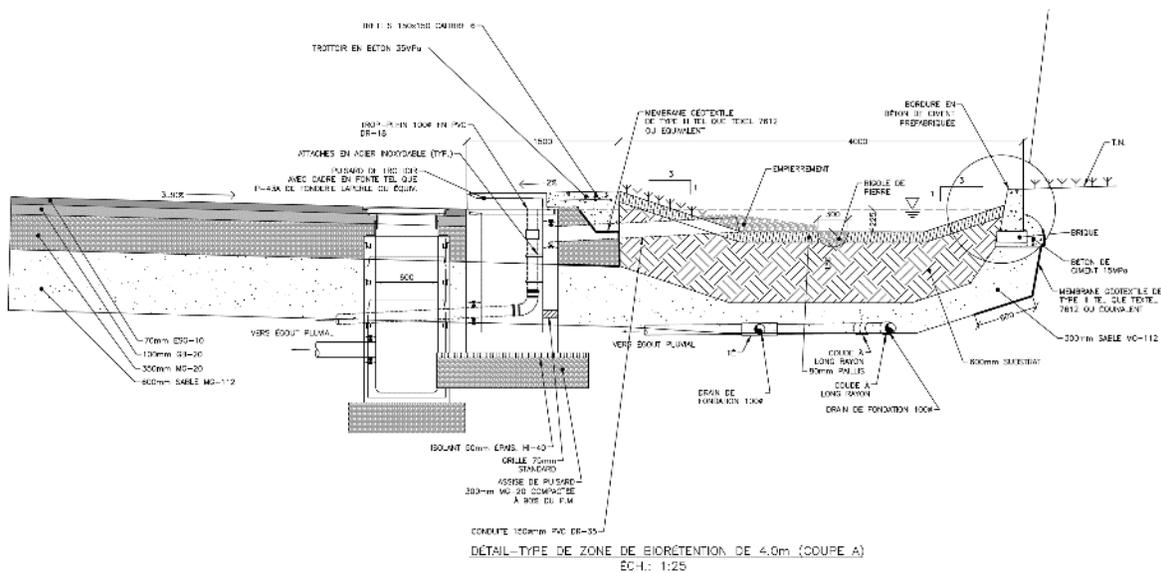


Figure 2 : Vue en coupe des biorétentions faisant l'objet du suivi scientifique.

Le projet de recherche a débuté le 1^{er} mars 2018. Les BR ont été réalisées pendant l'été 2018 et la plantation s'est terminée en juillet 2018. Deux types de substrats ont été utilisés : le substrat Natureausol de la Compagnie Savaria et un substrat fait sur mesure selon les spécifications de la ville de Trois-Rivières. Les BR ont été emplies avec l'un de ces deux substrats et plantées selon un certain nombre de compositions végétales types regroupant toujours les mêmes espèces végétales. Les végétaux ont été choisis selon les critères suivants par les professionnels de la ville : végétaux qui doivent être en mesure de survivre au fait d'être inondés, mais aussi à un environnement plus sec et à l'exposition aux sels de déglacage. La création d'un rythme dans la composition a aussi guidé le choix (couleur, ampleur, répétition). De plus, les concepteurs ont recherché une floraison répartie dans la saison estivale afin de donner un aspect intéressant tout au long de la saison. Le suivi des végétaux a porté sur les 4 espèces réparties en 8 BR. 3 BR étaient emplies de substrat commercial et 5, de substrat sur-mesure fabriqué localement (voir figure 1). Le suivi du substrat, de l'hydrologie et de la qualité de l'eau a porté sur la BR 4. Ces 4 espèces ont été suivies, car elles présentaient des traits fonctionnels racinaires diversifiés et potentiellement liés à la performance des BR (Payne et coll., 2018).

3.3 Échantillonnage et analyses

3.3.1 Données pluviométriques et climatiques

Les données de pluviométrie utilisées pour le suivi scientifique proviennent principalement de la station météo de la ville de Trois-Rivières, située au 600, rue des Érables. Cette station se situe à une distance de 1,7 km du site d'étude. Cependant pour établir des normales, les données historiques de la station d'Environnement Canada à TROIS-RIVIERES d'ID climatologique 7018561 (Environment and Climate Change Canada, 2018) ont été utilisées.

3.3.2 Hydrologie

La zone d'étude est représentée par le schéma de la Figure 3. L'ensemble des appareils de mesure de débits ont été installés sur la BR dénommée « BR-4 » et l'essentiel du suivi scientifique s'est concentré sur cette dernière.

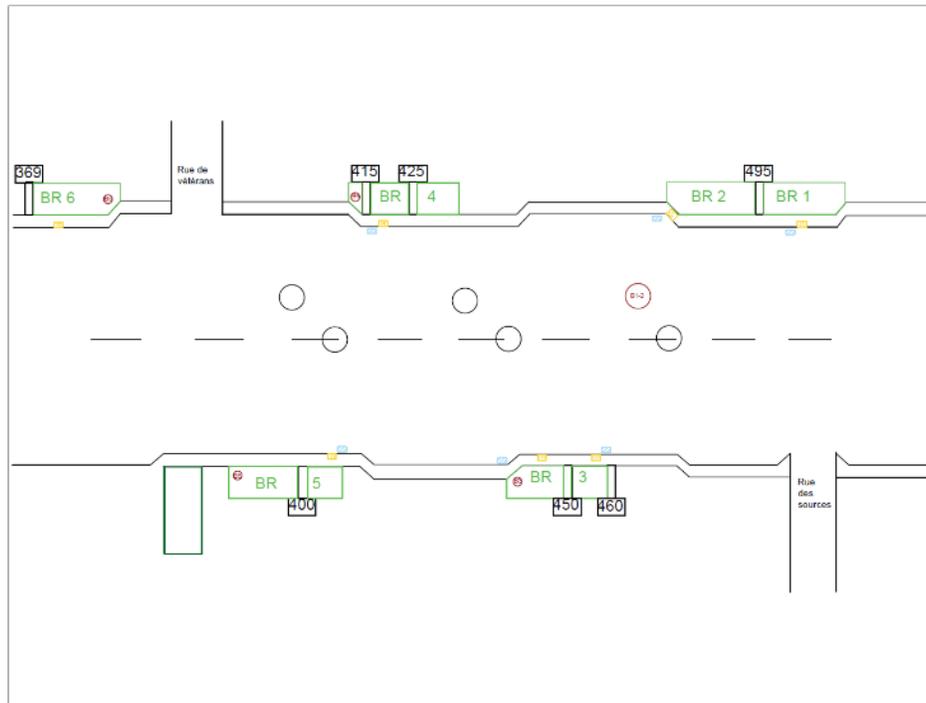


Figure 3 : Schéma du secteur étudié.

Afin de mesurer les débits entrants et sortants des BR, divers appareils ont été installés sur le terrain. Des déversoirs de type « V-notch » (Figure 4) ont été installés par la Ville de Trois-Rivières le 29 juin 2020 dans les puisards-avaloirs de trottoir. Ces déversoirs ont été installés dans les puisards de trottoir des six BR faisant l'objet du suivi scientifique et servent à mesurer le débit entrant dans les BR. La hauteur d'eau dans les puisards est mesurée par un Solinst Levelogger Edge M10 et corrigée pour la pression atmosphérique mesurée à partir d'un Solinst Barologger.

Cette hauteur est convertie en débit à l'aide de l'équation (1) (Munson et al., 2009):

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

Où C_E est une constante de calibration déterminée en laboratoire et vaut 0,67, ϑ est l'angle du V-Notch et vaut 90° , g est l'accélération gravitationnelle et h est la hauteur d'eau au déversoir.

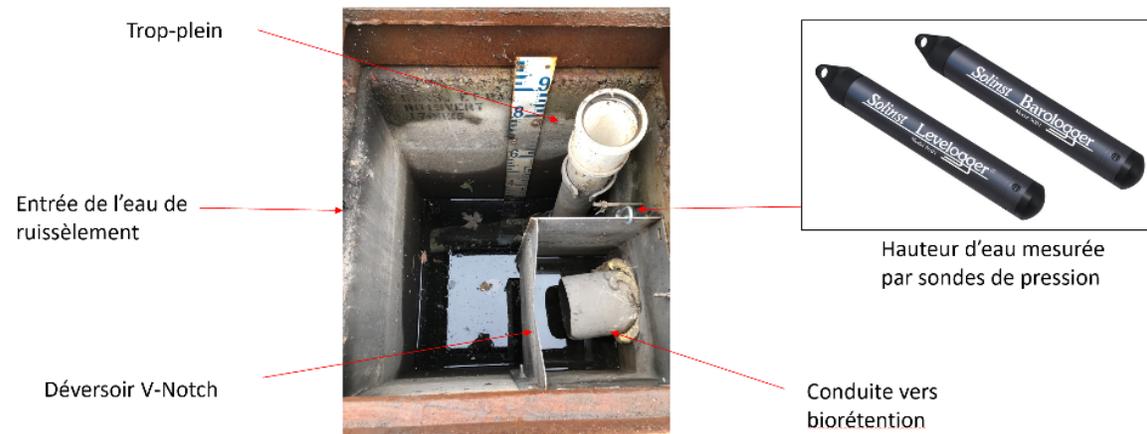
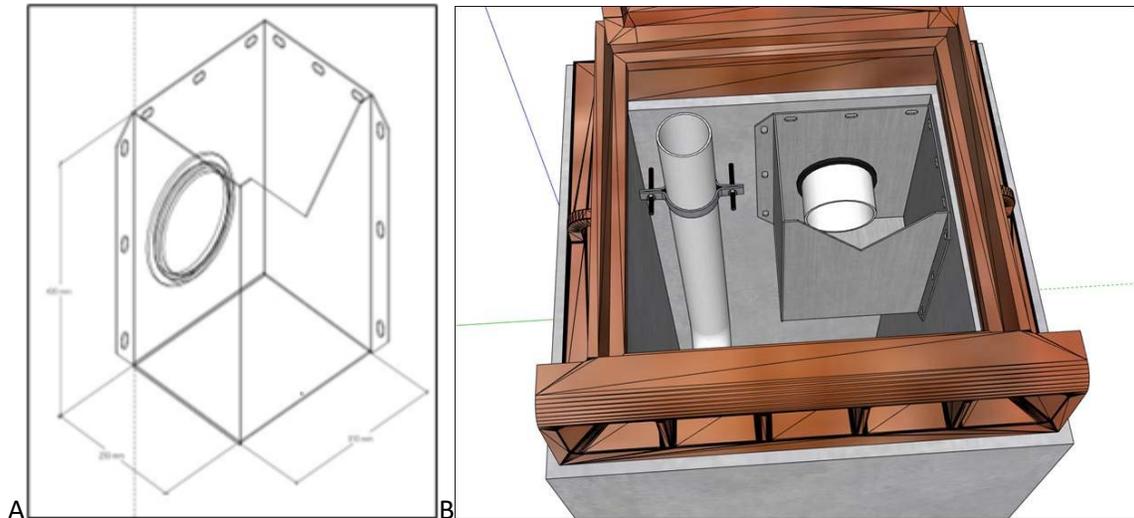


Figure 4 : A : Déversoirs pour la mesure des débits d'entrée des BR; B. Vue 3D des déversoirs à l'intérieur des puisards d'entrée des BR; C. Photo de l'installation du système dans le puisard de la BR-4.

La mesure des débits sortants est réalisée à partir d'un montage conçu sur mesure, au laboratoire de Polytechnique. Un seul déversoir a été construit et ce dernier a été installé sur la BR-4. Le montage consiste en une boîte en plastique de type « HDPE », déposée au fond du puisard pour collecter les eaux provenant des drains de la BR. L'eau passe à travers un déversoir de type « V-Notch » avant d'être rejetée au puisard. Le niveau d'eau à l'intérieur de la boîte est mesuré par un transducteur ultrasons (Siemens XPS-5) relié à un appareil de lecture à l'extérieur du puisard (Siemens LUT400). Étant donné que le déversoir est régulièrement submergé par l'eau du puisard, une sonde de pression (Solinst Levelogger Edge M10) a été ajoutée pour mesurer le niveau de l'eau dans le puisard, à l'extérieur de la boîte.

La calibration du déversoir a été réalisée en conditions contrôlées au laboratoire du CREDEAU de Polytechnique Montréal. Contrairement au déversoir du puisard de trottoir, la valeur de la constante de calibration C_E est variable et est décrite par une fonction. Cette fonction a été déterminée par une analyse dimensionnelle, à partir du théorème de Buckingham (Munson et al., 2009) et est donné par l'équation 2 :

$$C_E^2 = 0.5255 + 0.1620 \left(1 - \frac{z}{h}\right)^{2.115} - 1.915 \left(\frac{H}{h}\right) - 0.5175 \left(\frac{h}{L}\right) + 0.3449 \left(\frac{M}{h}\right) \quad (2)$$

Où z est la hauteur d'eau à l'extérieur du déversoir, H la hauteur entre la base du V et le fond de la boîte déversoir, L la largeur du canal, M la distance entre la surface du transducteur et la surface de l'eau dans la boîte et h la hauteur d'eau s'écoulant à travers le déversoir. Le débit est finalement déterminé à partir de l'équation (1). Le calcul du débit à partir de cette équation fournit des mesures de débit d'une précision acceptable (Figure 5).

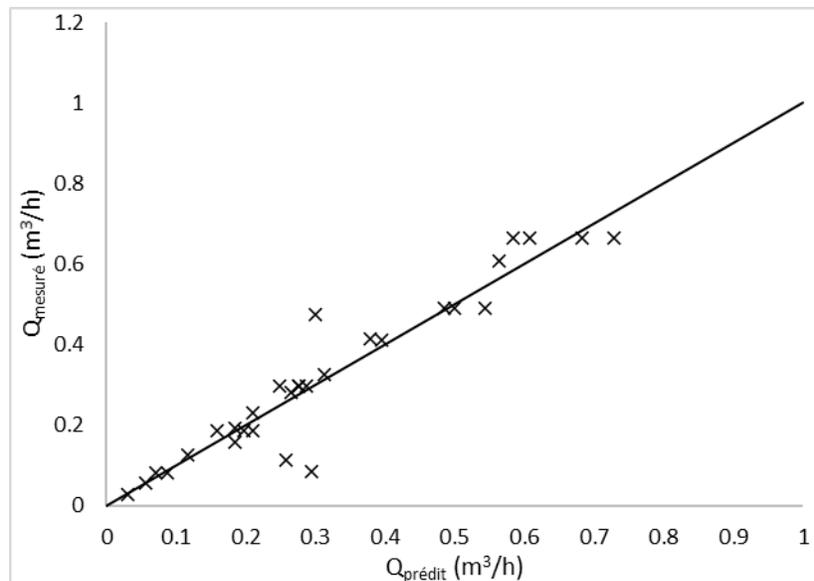


Figure 5 : Relation entre le débit prédit par l'équation et le débit mesuré au laboratoire lors de la calibration du montage ($R^2=0.81$).

La boîte-déversoir possède deux compartiments (Figure 6). Le compartiment de droite sert à récolter l'eau en provenance des drains. La chute de l'eau provenant des drains occasionne de la turbulence et pourrait fausser les lectures de débit. Étant donné la faiblesse des débits mesurés, une légère variation de la hauteur d'eau mesurée dans la boîte peut se traduire par une erreur importante sur le débit calculé. Pour limiter cet effet, l'eau en provenance des drains se déverse au préalable dans le compartiment de droite et s'écoule par la suite vers le compartiment de gauche, par une ouverture au fond de la boîte prévue à cet effet. Le transducteur ultrasons se situe au-dessus du compartiment du compartiment de gauche. Le système a été installé le 24 mars 2021, comme montré à la Figure 7, afin de pouvoir échantillonner la première pluie d'importance au dégel.



Figure 6 : Test de l'appareil de mesure au laboratoire du CREDEAU, Polytechnique (gauche) - Boîte déversoir (droite).



Figure 7 : Vue du système de mesure de débits sortant à l'intérieur du puisard de la BR-4.

Une campagne d'échantillonnage a commencé le 26 mars 2021, date du premier échantillonnage au dégel, et s'est étalée durant l'année 2021 jusqu'au mois d'octobre 2021. La méthode d'échantillonnage retenue consiste à échantillonner de manière intensive au début de la pluie, avec des prélèvements aux 5 minutes, et augmenter graduellement l'intervalle entre les prises d'échantillons jusqu'à 1h entre chaque prise d'échantillon. Cette manière de procéder permet d'obtenir une estimation acceptable de la concentration moyenne événementielle à partir d'un nombre restreint d'échantillons de type « grab » (Ma *et al.*, 2009). Un principe similaire est appliqué à la sortie de la BR échantillonnée, où des échantillons sont collectés aux 30 minutes dès qu'une montée des débits est observée. À l'entrée, des échantillons sont collectés durant toute la durée de l'évènement de pluie. À la sortie, en plus des échantillons collectés durant l'évènement, un échantillonneur automatique est laissé sur place durant 24 heures après la fin de

la pluie afin de collecter des échantillons durant la vidange de la BR. À titre d'exemple, la Figure 8 illustre les périodes échantillonnées à l'entrée et à la sortie de la BR pour la pluie du 26 mars 2021.

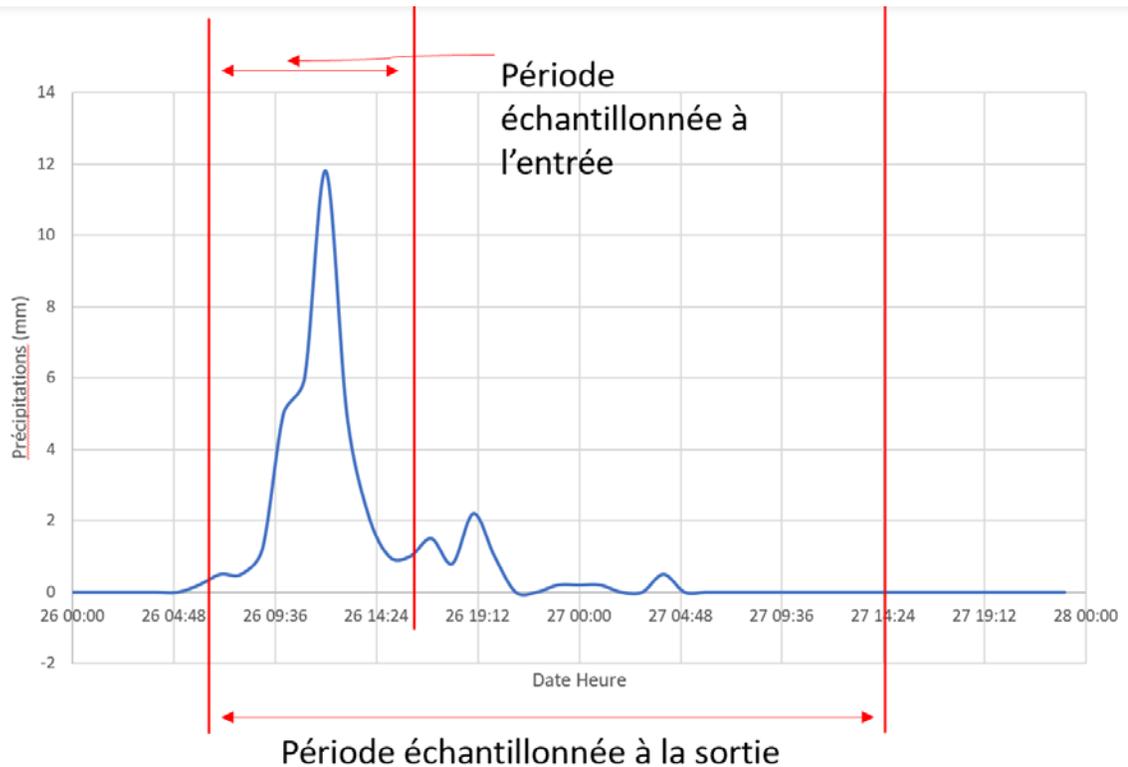


Figure 8 : Périodes typiques d'échantillonnage lors d'un évènement de pluie (source des données : Environnement Canada).

Pour chaque échantillonnage, les prélèvements d'eau sont effectués à l'intérieur des boîtes déversoir. À l'entrée, le puisard de trottoir agissant également comme fosse à sédiments, l'eau se déversant à l'intérieur de la boîte-déversoir est la plus représentative possible de la qualité de l'eau entrant dans la BR. À la sortie, les deux drains collectant l'eau de la BR se déversent au même endroit dans la boîte. Il est supposé que la turbulence engendrée par la chute de l'eau en provenance des drains dans la boîte est suffisante pour obtenir un mélange uniforme des eaux. L'eau prélevée est alors un mélange des deux drains. Ces prélèvements sont par la suite maintenus sur la glace et transportés aux laboratoires de Polytechnique. Les analyses suivantes sont effectuées directement à Polytechnique : *E. coli*, coliformes totaux, chlorures, sulfates, alcalinité. Les analyses suivantes sont effectuées par le Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et en environnement aquatique (GRIL) à l'UdeM : Arsenic (As), Calcium (Ca), Cadmium (Cd), Cuivre (Cu), Chrome (Cr), Plomb (Pb), Fer (Fe), Potassium (K), Magnésium (Mg), Manganèse (Mn), Nickel (Ni) et Zinc (Zn), Phosphate total (PT), Azote Total (NT), Azote ammoniacal (NH₄), Nitrate (NO₃), Phosphate (PO₄), carbone organique dissous (COD). Bien que prévues initialement, des analyses de carbone organique total (COT) ont finalement été abandonnées en raison des difficultés liées à la qualité des résultats. Des analyses pour les BTEX² étaient également prévues. Toutefois, des résultats préliminaires ont montré que la méthode d'échantillonnage était incompatible avec ces analyses et celles-ci ont donc été abandonnées.

² BTEX : Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylènes.

Finalement, une série de piézomètres ont été installés le 2 octobre 2019 dans la BR-4. Pour des considérations budgétaires, il n'était pas possible d'installer des piézomètres dans chaque BR. Le choix de la BR-4 s'est principalement basé sur son emplacement puisqu'il était prévu qu'il serait plus difficile d'effectuer un bilan de masse pour certaines des BR étudiées. En effet, les BR 1 et 2 sont à proximité d'un petit cours d'eau et les BR 5 et 6 présentent des débits de sortie très faibles et difficiles à mesurer. Il a donc été entendu que la BR 4 présentait les caractéristiques recherchées pour l'installation des piézomètres. Les installations de tous ces appareils sur le terrain se sont faites en coordination avec la Ville de Trois-Rivières. Hors saison hivernale, des prélèvements aux 45 jours en moyenne ont été réalisés dans les piézomètres afin d'établir un suivi de la qualité des eaux souterraines. La méthode d'échantillonnage utilisée pour les piézomètres est celle de la purge à rabattement contrôlé du *Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales* (MDDEP, 2011) en utilisant une pompe péristaltique.

3.3.3 Substrats et paillis

Des analyses de substrat ont été demandées par la ville avant la plantation pour s'assurer de leur conformité avec les spécifications du devis de construction (matière organique (%), pH eau, pH tampon, P, K, Mg, Ca et CEC). Un échantillon de chacun des substrats (commercial (Savaria) et sur-mesure (local)) a ainsi été envoyé au laboratoire GéoSol. Aucune analyse de paillis n'a été demandée par la ville.

Un échantillon composite du même lot de substrat commercial (Savaria) et du paillis ont été envoyés au laboratoire Environex en juin 2018 pour analyses. Comme le paillis est composé de bois, il est analysé comme tissu végétal (et non pas un substrat). L'échantillonnage du substrat à des fins de suivi a été effectué par carottages de 10cm de profondeur lors du dégel en avril 2021. Afin de cartographier la répartition des contaminants au sein des BR, six échantillons de substrat ont été collectés dans la BR-4 selon une forme de « T », soit trois carottes sur un transect devant l'entrée d'eau (inflow; en haut de la pente côté trottoir-route, en bas dans le fond du bassin, en haut de la pente côté gazon-habitation), puis trois carottes tous les 5m sur un transect perpendiculaire au 1^{er} en bas dans le fond du bassin (légèrement décalé pour éviter l'enrochement central) (Figure 9).

À ces analyses sur le substrat, des mesures hygrométriques ont été ajoutées au protocole à partir de 2020. Ces mesures faites à l'aide du TDR150 nous ont permis de mesurer à 12cm de profondeur l'humidité du sol et sa conductivité électrique (Electrical Conductivity (EC)). Les données d'EC permettront de suivre la répartition du sel de déglacage et, couplées aux données d'humidité, elles pourront potentiellement expliquer d'éventuels retards de croissance des plantes. La prise de mesure dans toutes les BR suivies a été faite par temps sec à trois reprises (août et octobre 2020 et avril 2021). Quatre mesures par transect ont été effectuées (côté trottoir-route en haut, côté trottoir-route en bas, côté gazon-habitation en bas, côté gazon-habitation en haut), avec un transect tous les 5m à partir de l'entrée d'eau (inflow) jusqu'à l'extrémité de la BR la plus éloignée de cette entrée dans la BR-4 (Figure 9).

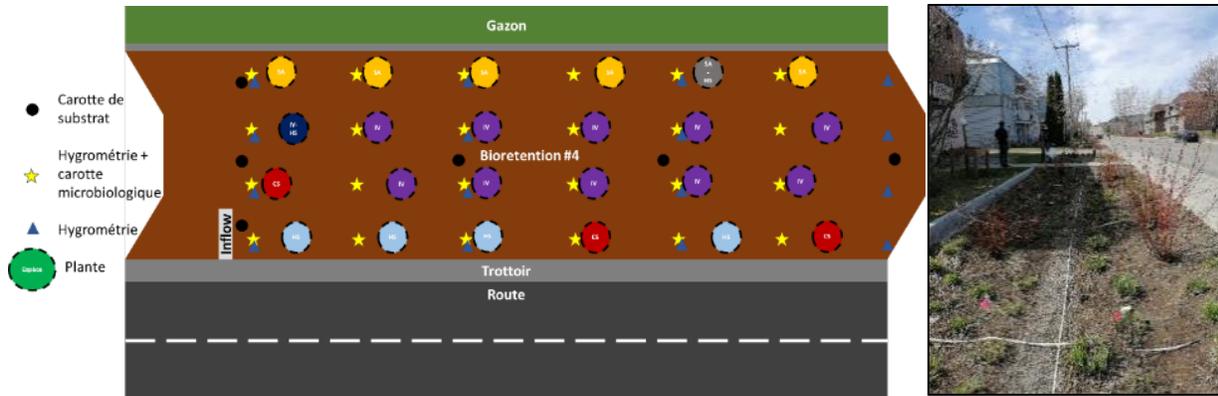


Figure 9 : Schéma de la distribution dans la BR #4, des carottages de 10cm de profondeur de substrat pour analyse et de prise de mesure hygrométrique et de carottage microbiologique.

3.3.4 Végétaux

Au total, 6 BR couvrant 775,5 m² ont été suivies à partir de l'été 2018, puis en 2019 et 2020. Trois ont été emplies de substrats commerciaux (Savaria) (BR 1, 2, 4) et trois, de substrats sur mesure (local) (3, 5, 6) (Figure 1). Les six BR ont une conception de plantation similaire et contiennent quatre espèces végétales : une espèce indigène *Iris versicolor* (IV), un cultivar d'espèce indigène, *Cornus sericea* 'Kelsey' et rapidement remplacé par 'Arctic Fire' (CS), et deux espèces exotiques *Sesleria autumnalis* (SA) et *Hemerocallis* 'Stella de Oro' (cette dernière non suivie dans ce projet, car exotique et au système racinaire similaire à IV). *Juncus effusus* (JE) a également été étudié bien qu'implanté dans deux BR sans suivi hydrologique et de qualité de l'eau³. Ces deux BR étaient plantées de substrat local (voir Figure 1). Toutes les espèces suivies dans cette étude sont recommandées pour les BR au Canada (Conseil canadien des normes (CSA), 2019) et utilisées dans les conceptions de plantations municipales locales.

Ces espèces ont été choisies puisqu'elles présentent certains traits fonctionnels racinaires associés à la performance des BR soulignés dans la littérature scientifique (Read et coll., 2010). CS, IV et JE sont des espèces indigènes au Québec. Des rhizotrons ont été installés au courant des mois de juin à juillet 2018 selon les BR pour permettre l'insertion des caméras pour étudier les systèmes racinaires des végétaux.

La plantation a quant à elle été terminée à la fin juillet 2018. Les premières prises de mesures sur les végétaux ont ainsi eu lieu au début du mois d'août 2018 et ont été répétées une fois par mois jusqu'au mois d'octobre 2018, puis pour la 2e saison de croissance du mois de mai à octobre 2019. Enfin pour la troisième et dernière année de suivi des végétaux, les mesures ont été prises en début, milieu et en fin de saison 2020 (juin, août, octobre), ces intervalles étant jugés suffisants pour observer la croissance des végétaux. Dans le but d'évaluer la croissance des végétaux, plusieurs mesures ont été effectuées pour différents indicateurs : nombre de feuilles, surface foliaire, indices de surfaces foliaires (LAI = Leaf area index ; soit la surface foliaire par unité de sol), taux de photosynthèse et conductance stomatique, la croissance racinaire (à l'aide des rhizotrons), l'état de santé général (déterminé par notation de 0 = mort à 5 = aucun stress apparent). Ces indicateurs constituent autant de traits fonctionnels susceptibles d'être pertinents pour le choix des végétaux pour les biorétentions.

³ En plus d'une étude à grande échelle, une expérience complémentaire de mésocosmes de serre (Beral et al., 2019) a été réalisée avec IV, CS, SA et *Juncus effusus* (JE (indigène)). Cette expérience est subventionnée par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (no. CRDPJ 513260 – 17) (Dorner, Brisson, Dagenais et coll.)

Les mesures du taux de photosynthèse et de la conductance stomatique ont été abandonnées en 2020 étant donné le manque de précision des résultats obtenus avec le LI-6400XT (notamment sur les feuilles étroites des SA), rendant l'interprétation des résultats difficile (cf. résultats, chapitre 4.5). De plus, ces mesures sont extrêmement sensibles aux conditions environnementales. Avec un seul Licor, il était impossible de prendre les mesures sur tous les spécimens en simultané. Or les conditions environnementales peuvent changer de façon importante selon l'heure de la journée et faire varier les résultats en conséquence. Aussi, à cause d'un problème de la caméra racinaire CI-600 (Biosciences inc.), les photos des systèmes racinaires prises d'août à septembre 2018 se sont révélées de mauvaise qualité. Heureusement, la plupart des photos concernées n'affichaient aucun système racinaire aux abords des rhizotrons (sauf pour IV et JE), les plantes ayant été plantées récemment. Ces photos difficilement exploitables ont exigé une analyse manuelle. La réparation à la caméra effectuée au cours de l'hiver 2018 a permis l'acquisition d'images de meilleure qualité en 2019 et 2020.

La méthode d'analyse des images a été développée sur les photos acquises dans les mésocosmes de l'expérience en serre (Jourdan, 2021). À partir des images acquises, nous avons estimé par intervalle de profondeur de 10 cm, la densité et l'épaisseur des racines. La densité racinaire exprimée en pourcentage est définie par le ratio racine/sol. L'épaisseur des racines a été analysée par classe, les classes étant : pas de racine, uniquement des racines fines (<0,1cm), majoritairement des racines fines, autant de racines fines que de racines épaisses, majoritairement des racines épaisses, uniquement des racines épaisses.

La biomasse foliaire produite annuellement récoltée à la fin de chaque saison faisait également partie du suivi de la croissance des végétaux. Des analyses chimiques de toutes les parties des végétaux (système racinaire, tige, feuilles) ont été effectuées au début et à la fin du suivi des végétaux. Afin de déceler une potentielle bioaccumulation de polluants dans les tissus ou une carence, les concentrations initiales et finales ont été comparées. L'analyse initiale en août 2018 a été faite sur un échantillon composite à partir de trois spécimens fournis par la ville, pour chacune des espèces (pour pallier le manque de biomasse par spécimen étant donné leur petite taille). En octobre 2020, l'analyse a été effectuée sur les parties aériennes seulement afin de ne pas nuire au fonctionnement des BR. Cette analyse a été faite à partir de l'un des trois (ou deux pour CS à cause des plans de plantation) spécimens suivis par BR, pour les 4 espèces. Les CS ont donc été recepés à cette occasion pour permettre l'analyse des tiges.

3.3.5 Micro-organismes

En vue d'une analyse des communautés microbiennes, des échantillons de substrat/rhizosphère ont été prélevés initialement sur 3 spécimens par espèces issus de la pépinière. Au dégel en avril 2021, 24 échantillons de substrat/ rhizosphère ont été carottés (profondeur 0-10cm), soit quatre échantillons par transect (côté trottoir-route en haut, côté trottoir-route en bas, côté gazon-habitation en bas, côté gazon-habitation en haut), avec un transect tous les 2,5m à partir de l'entrée d'eau jusqu'à l'extrémité de la BR la plus éloignée de l'entrée d'eau (Figure 9). À l'emplacement des carottages, une mesure hygrométrique a été effectuée. Notons que les échantillons de substrats étaient eux distants de 5m.

Nous avons extrait l'ADN du sol avec la trousse DNeasy PowerSoil Pro Kit (# Cat. : 47014 ; Qiagen Inc.) selon le protocole du fabricant (Qiagen, 2021), puis repurifié selon le protocole de OpenWetWare contributors, (2012), hormis la resuspension effectuée dans du 1M Tris-HCl. Les quantités et pureté d'ADN ont été déterminées par nanodrop avant que les échantillons soient envoyés à Genome Qc pour amplification et séquençage 16S (bactérie et archaea procaryotes) et ITS (fongique microbien eucaryote), avec les couples d'amorces du "Earth Microbiome Project," (2022) présentés au Tableau 2.

Tableau 2 : Couple d'amorces utilisées pour le séquençage des communautés fongique (ITS) et bactérienne (16S).

ADN	Amorce	Reference	Séquence (5' ->3')
ITS	ITS1f	Gardes and Bruns, 1993	CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA
	ITS2	White et al., 1990	GCTGCGTTCATCGATGC
16S	515F	Parada et al., 2016	GTGYCAGCMGCCGCGGTAA
	806R	Apprill et al., 2015	GGACTACNVGGGTWTCTAAT

Les échantillons ont été démultiplexés, et la qualité des séquences a été vérifiée. Ces dernières ont été tronquées (retrait des primer, adaptateur, bar-code) et filtrées avec le pipeline R « DADA2 ». Le tableau des variantes de séquence d'amplicon (ASV) a été obtenu en suivant la version 1.16 du tutoriel du pipeline dada2 (Callahan et al., 2016) pour couper, fusionner et supprimer les chimères des lectures (reads). L'attribution taxonomique pour les ASV globaux et singletons a été effectuée à l'aide de la base de données UNITE version 8.3 (Abarankov et al., 2021) pour les espaceurs transcrits internes (ITS) et de la base de données Silva version 138.1 (McLaren and Callahan, 2021) pour les 16S rARN, comme ensemble d'entraînement. La trousse Phyloseq (McMurdie and Holmes, 2013) a été utilisée pour analyser les communautés et afficher graphiquement des données complexes de séquençage phylogénétique.

4 Résultats

4.1 Climat années 2018 à 2020

L'année 2018 a été particulièrement sèche. Du mois de mars à août, il est tombé 227 mm de moins que la normale. Ce chiffre inclue le mois d'avril qui a présenté un surplus de 53 mm de pluie (Figure 10). L'été 2018 a été chaud, avec des températures au-dessus des normales en août (moyenne : 21,5°C ; moyenne normale 20,0°C) et septembre (moyenne 16,2°C ; moyenne normale 14,2°C). L'année 2019 a été également particulièrement sèche avec seulement 921,7mm de précipitation annuelle comparés à 1122,7mm pour la normale. Cette sécheresse s'est particulièrement fait ressentir pendant les mois de juillet, août, novembre, et décembre. Cependant, l'année 2019 a été moins chaude, tant pour les températures quotidiennes minimales, que moyennes et maximales, à l'exception du mois de juillet. L'année 2020 a présenté des températures très proches des normales de saison tout au long de l'année à l'exception d'un mois de juillet plus chaud que la normale. En ce qui concerne les précipitations, la Ville a connu trois mois de sécheresse intense du mois de mai à juillet. En mai il est tombé 32mm plutôt que 96mm de pluie en temps normal, en juin, 21mm plutôt que 107mm, et en juillet, 79mm plutôt que 117mm, soit un déficit de 188mm par rapport à la normale. Cependant, au mois d'août, il est tombé presque deux fois plus de pluie que la normale avec 196mm plutôt que les 101mm reçus en moyenne. La Ville a même fait face à un épisode d'inondation avec 100mm de précipitation en une journée durant ce mois. Malgré tout, la somme des précipitations pour l'année (1087mm) est près de la normale (1123mm). En revanche en 2021, nous avons reçu 305mm de pluie de moins annuellement que la normale. Des mois de sécheresse intense ont été subis (janvier, février, avril, mai, août et septembre). À l'inverse, le mois de juin a enregistré 64mm de précipitations de plus que la normale pour ce mois. Alors que les températures sont généralement les plus élevées en juillet, elles étaient inférieures à la normale pour ce mois en 2021, la chaleur la plus élevée étant observée en août. Tandis que les températures ont été supérieures à la normale en juin et en août.

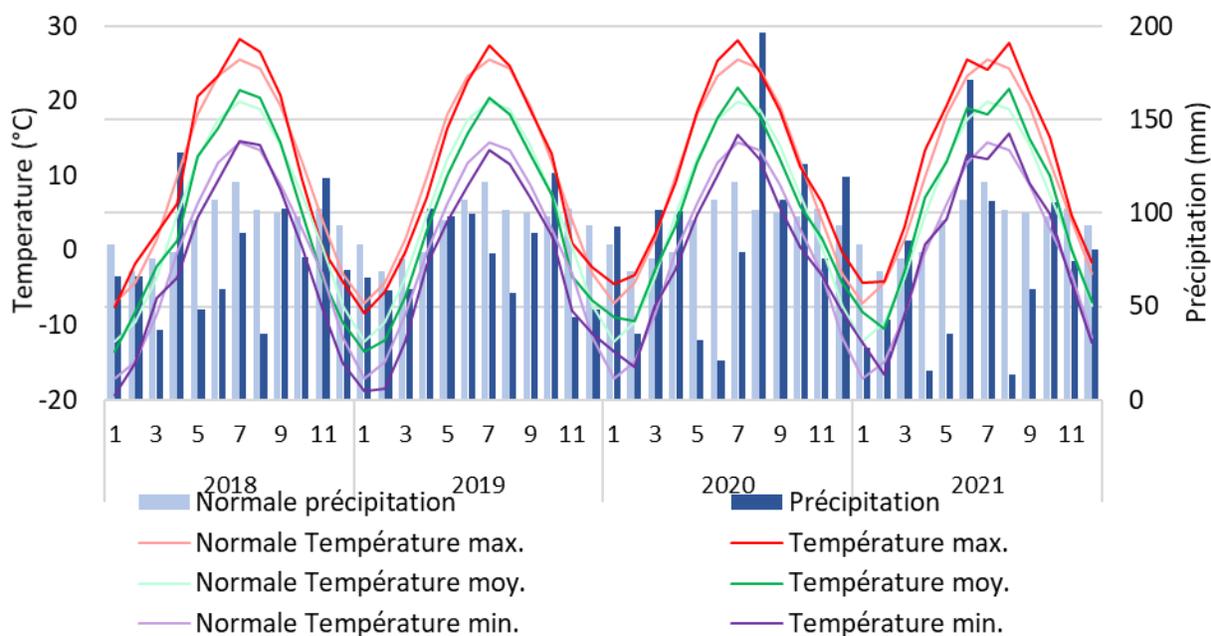


Figure 10 : Moyennes mensuelles des températures (max., moy., min.) journalières et somme des précipitations mensuelles comparé à la normale, en fonction des mois et années de 2018 à 2021.

4.2 Hydrologie

4.2.1 Eaux souterraines

La Figure 11 présente l'évolution du niveau de la nappe phréatique sous la BR-4 au piézomètre P-1. Il est à noter qu'aucune donnée n'est disponible entre le 14 avril 2021 et le 8 mai 2021 puisque nous ne disposons pas des mesures de pression atmosphérique entre ces dates pour corriger le niveau mesuré les sondes de pression immergées dans les piézomètres.

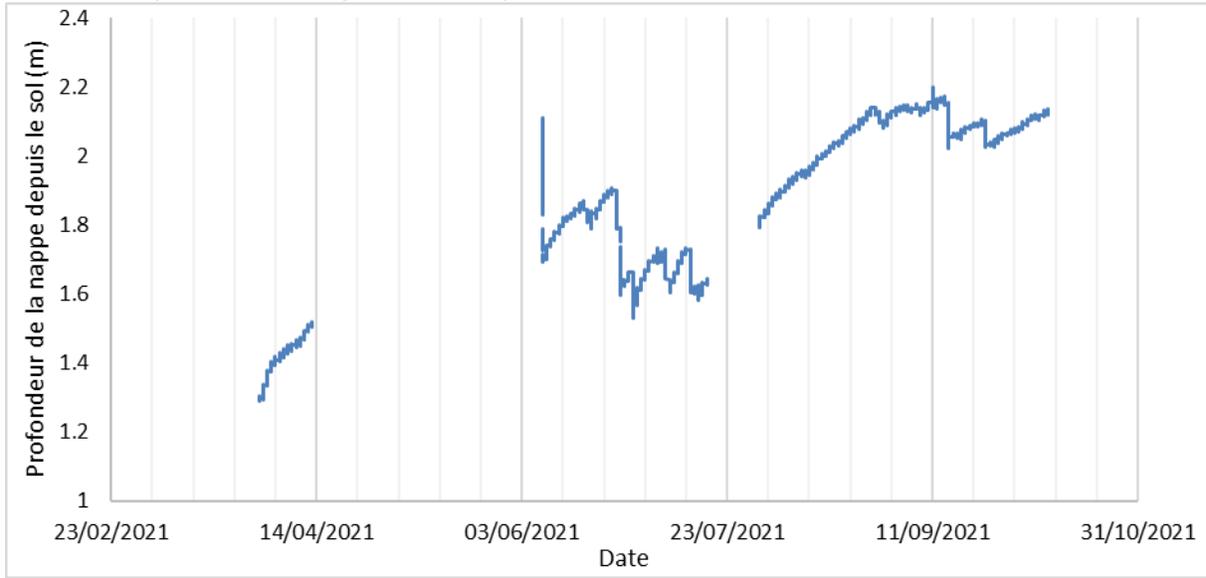


Figure 11 : Variation du niveau de la nappe phréatique au piézomètre P-1.

Le niveau mesuré de la nappe représente la distance entre la surface du sol, au niveau du piézomètre, et la surface de la nappe. Les piézomètres étant localisés à environ 1 m de l'extrémité du trottoir, l'élévation du sol au niveau des piézomètres est approximativement au point médian entre l'élévation la plus élevée et la plus basse de la BR. Selon les plans de construction, le drain se situe à environ 1 m sous le niveau du sol où l'élévation est la plus basse (au centre de la BR). On remarque que le niveau de la nappe, particulièrement au printemps, est très élevé, avec une profondeur variante entre 1,3m et 1,4m. Un écoulement continu en provenance du drain a été observé à plusieurs reprises durant le dégel. Cette situation a été observée aussi durant le mois de juin. Toutefois, aucun écoulement en continu en provenance des drains n'a été observé entre août et octobre. Ainsi, il est très probable que lors du dégel ou à la suite de précipitations importantes, le soulèvement de la nappe soit suffisant pour rejoindre le niveau des drains de la BR-4. Les autres BR faisant l'objet d'un suivi scientifique ne disposant pas de piézomètres, aucune donnée n'est disponible pour celles-ci quant au niveau de la nappe. Toutefois, il est raisonnable de supposer qu'un phénomène similaire s'y produise, notamment pour les BR situées en aval du site.

La sonde installée dans le piézomètre P-4, situé en aval de la BR, au sud, enregistre également des mesures de conductivité en continu aux 5 minutes. Une seule calibration de l'instrument a été réalisée à la fin mars 2021, tout juste avant son installation le 31 mars 2021, selon les recommandations du fabricant (Solinst). La sonde enregistrant les données de conductivité pour une température fixe, celles-ci sont converties en conductivité spécifique à 25°C à partir de l'équation suivante (Solinst, 2021) :

$$\text{Conductivité spécifique} = \frac{\text{Conductivité}}{(1 + 0.02(T - 25))} \quad (3)$$

Où T est la température au moment de la mesure en Celsius. La Figure 12 présente l'évolution de la conductivité dans ce piézomètre pour la période du 2021-04 au 2021-10.

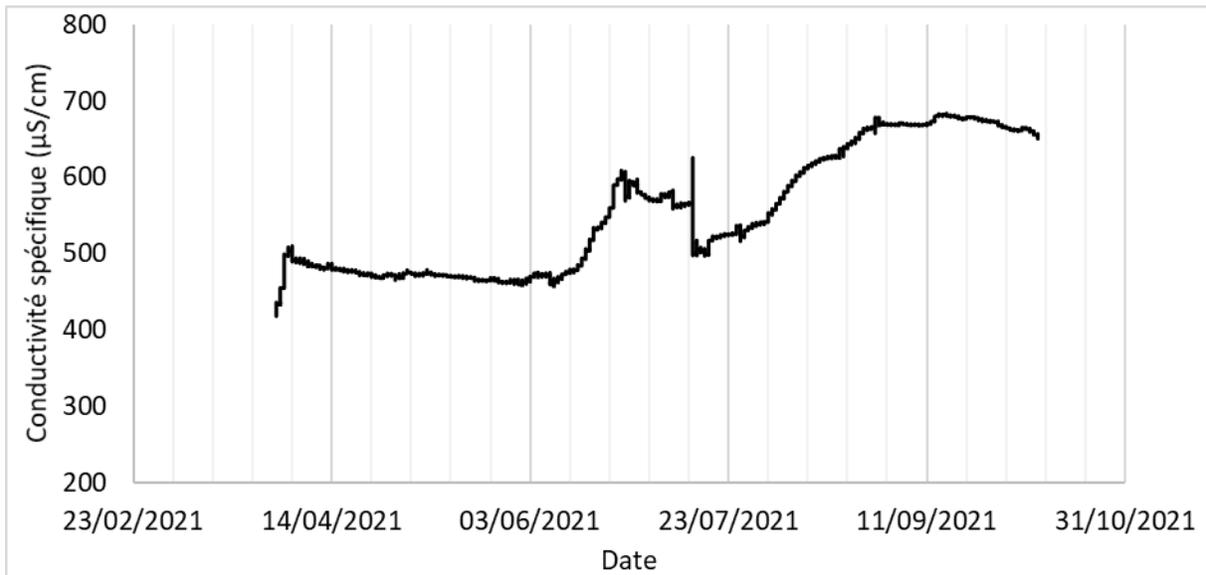


Figure 12 : Évolution de la conductivité électrique de la nappe phréatique, mesurée au piézomètre P-4 de la BR4.

On constate que la conductivité suit une tendance à la hausse entre mars 2021 et octobre 2021. Cette hausse pourrait s'expliquer par une augmentation des concentrations de certains ions, comme des chlorures ou de carbonates. À l'heure actuelle, le nombre restreint de données de qualité de l'eau en provenance de la nappe phréatique ne permet pas d'établir si cette hausse est liée à une telle augmentation de la concentration de certains ions dans les eaux souterraines. Il est également possible que cette hausse soit due à une déviation de l'instrument, la calibration n'ayant été réalisée qu'une seule fois avant son installation en mars 2021.

Bien qu'il ne soit pas possible d'établir à l'heure actuelle s'il existe une tendance à la hausse (ou à la baisse) des concentrations des contaminants dans les eaux souterraines (Figure 13), il est tout de même possible d'évaluer la variabilité des concentrations mesurées en 2021 ainsi que la moyenne des concentrations au niveau des piézomètres P-1, P-3 et P-4.

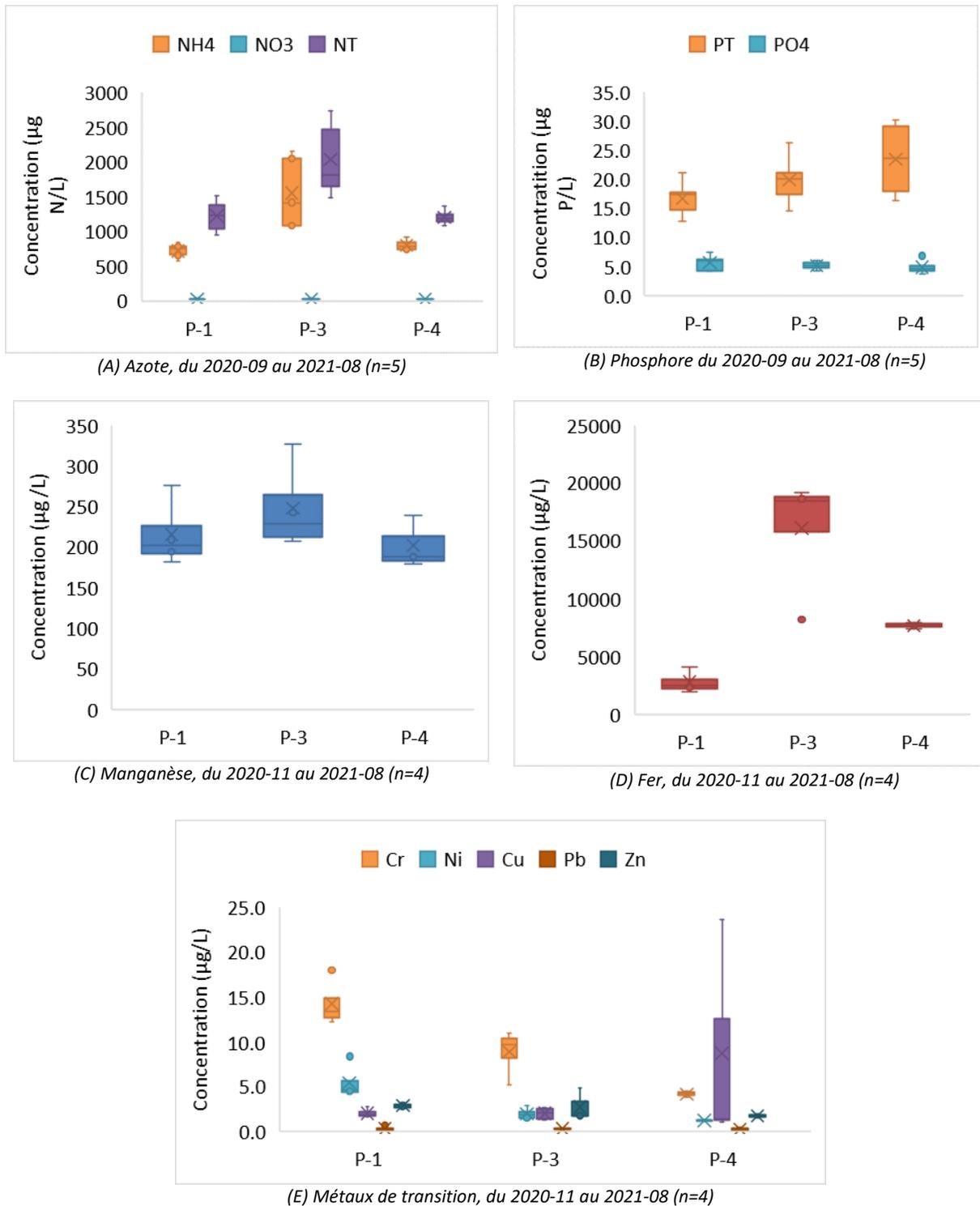


Figure 13 : Concentrations des contaminants étudiés dans les eaux souterraines au niveau de la BR-4. P-1 est le piézomètre en « amont » de la BR-4, P-3 au centre de la BR-4 près du point de déversement des eaux pluviales et P-4, le piézomètre en « aval » du de la BR-4.

Aucune donnée n'est disponible à l'emplacement de P-2. Ce piézomètre a été installé avec une profondeur insuffisante pour rejoindre la nappe phréatique et il n'a jamais été possible d'y pomper de

l'eau. De plus, en raison du nombre de données restreint à l'heure actuelle, il est impossible de tirer des conclusions sur la qualité de l'eau souterraine en fonction de la saison. Il est tout même possible de constater une certaine variabilité entre les différents points d'accès, notamment pour le NH₄⁺, le fer et certains métaux comme le chrome et le cuivre.

4.2.2 Caractéristiques des pluies échantillonnées et débits d'entrée

Durant l'année 2021, il était prévu de réaliser entre 5 et 7 échantillonnages complets suivant la séquence au Tableau 3.

Tableau 3 : Séquence d'échantillonnage initialement prévue pour 2021.

Saison	Type	Nombre
Printemps (dégel)	Pluie sur neige	1 ou 2
Printemps	Pluie (min. 5 mm)	1
Été	Orage	1 ou 2
Automne	Pluie (min. 5 mm)	2

Nous avons été en mesure de réaliser 4 échantillonnages complets en 2021 (Tableau 4). Quelques échantillonnages additionnels ont également été ratés à la fin de l'été pour cause de débit insuffisant au déversoir du puisard de trottoir, indiquant la nécessité de mesurer des pluies d'une quantité suffisante pour les suivis de terrain.

Tableau 4 : Caractéristiques des pluies échantillonnées en 2021.02+6.

Date ⁽¹⁾	Type	Temp. moy. ⁽²⁾ (°C)	Intensité moy. (mm/h)	Accumulation (mm)	Durée (h)
2021-03-26	Pluie sur neige	4.6	3.4	45.8	13.7
2021-06-08	Orage	26.1	26.9	26.9	1
2021-06-26	Pluie	19.2	2.5	19.4	7.9
2021-09-24	Pluie	13.1	2.3	23.2	10

(N) ⁽¹⁾ Données de pluviométrie non disponibles le 8 juin et le 24 septembre à la station des Érables et proviennent de la station d'Environnement Canada. Données de la station des Érables pour les 26 mars et 8 juin.

⁽²⁾ Données provenant d'Environnement Canada – Aéroport de Trois-Rivières.

Un problème que nous n'avions pas anticipé concerne le retard entre le moment où la précipitation commence et le moment où l'eau entre réellement dans la BR. Pour un échantillonnage, il est nécessaire dans un premier temps que le puisard se remplisse avant que l'eau puisse franchir le seuil du déversoir. Ce n'est qu'une fois que l'eau a franchi ce seuil qu'il est possible d'obtenir une lecture de débit. La conduite acheminant l'eau vers la BR étant en pente inversée vers la boîte-déversoir, cette dernière doit aussi préalablement se remplir d'eau. L'échantillonnage ne peut débuter qu'à partir du moment où le niveau d'eau est suffisant à l'intérieur de la boîte-déversoir pour permettre à l'eau de s'écouler vers la BR. Au dégel, des débits de ruissèlement continus en combinaison avec une basse température et un niveau élevé de la nappe phréatique semblent stabiliser le niveau d'eau dans le puisard. L'eau se déverse alors aisément vers la BR (Figure 14 et Figure 17). Au début de l'été entre juin et juillet 2021 (Figure 15), plusieurs précipitations d'importance ont contribué à recharger la nappe phréatique, notamment les pluies du 8 et 26 juin. Le niveau de la nappe aurait donc pu limiter l'infiltration de l'eau depuis le puisard. Cependant, entre août et octobre (Figure 16), on remarque que la BR n'a pratiquement pas été sollicitée. Une baisse significative du niveau de la nappe phréatique avec des conditions plus sèches a contribué à

maintenir un niveau d'eau très bas dans le puisard, parfois à plus de 0,75 m sous le niveau du seuil de déversoir.

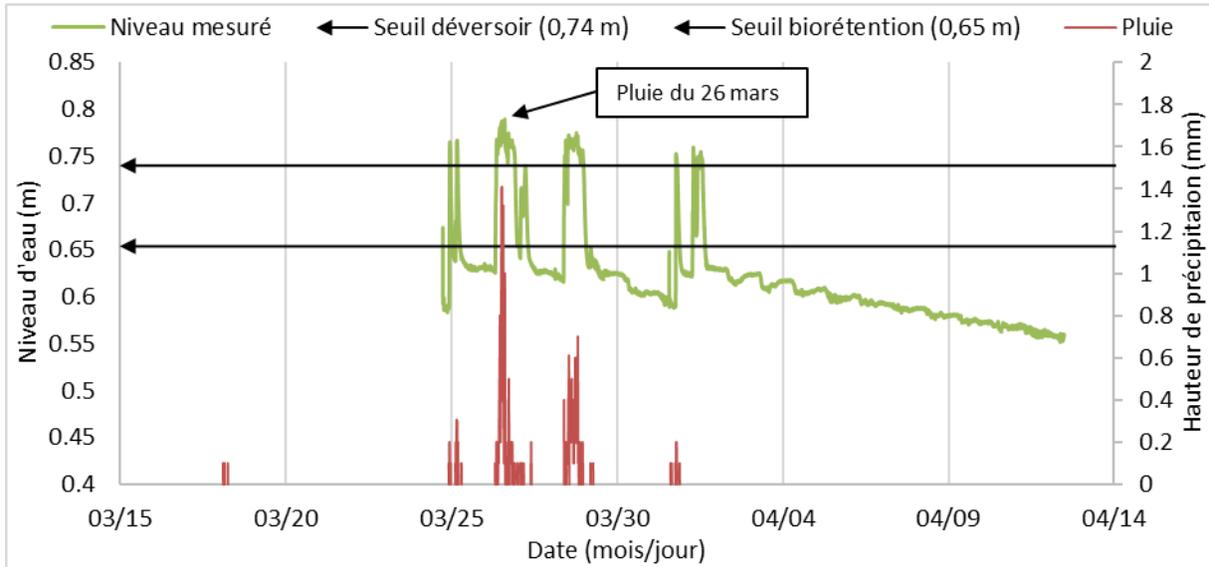


Figure 14 : Niveau d'eau dans le puisard de trottoir (BR-4) et pluviométrie à la station des Érables (mars et avril 2021).

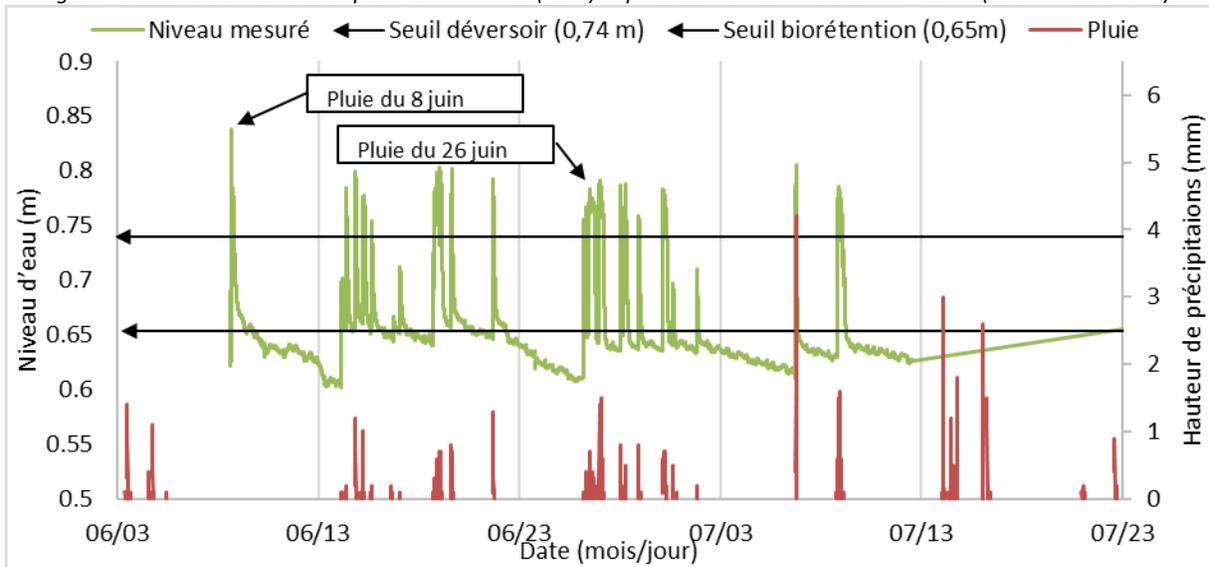


Figure 15 : Niveau d'eau dans le puisard de trottoir (BR-4) et pluviométrie à la station des Érables (juin et juillet 2021).

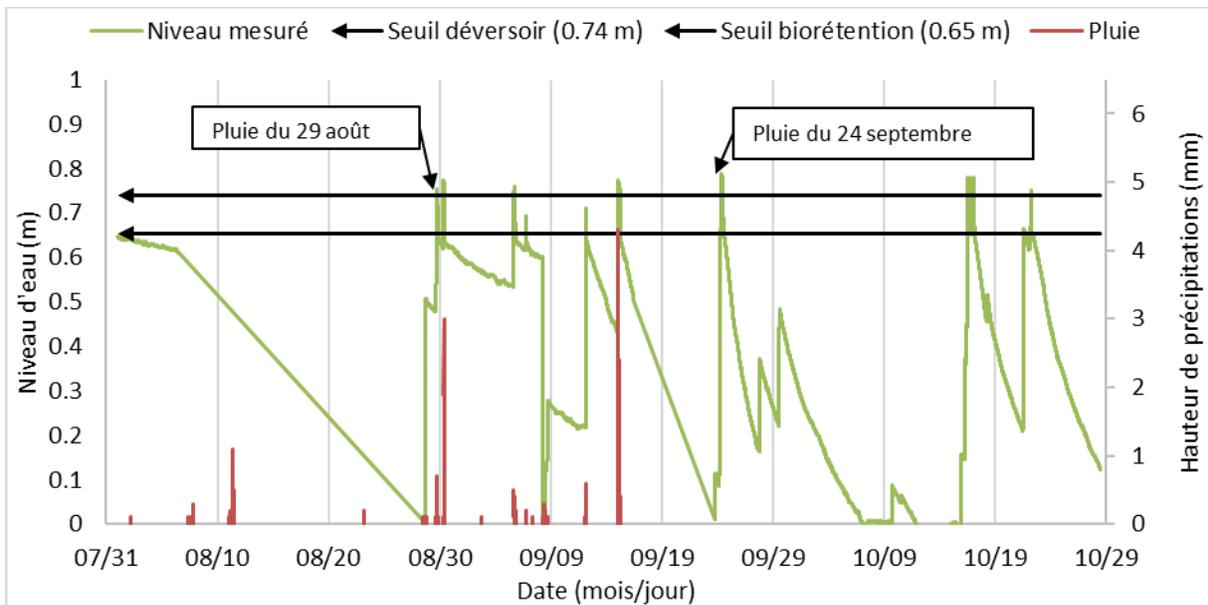


Figure 16 : Niveau d'eau dans le puisard de trottoir (BR-4) et pluviométrie à la station des Érables (août à octobre 2021).

À titre d'exemple, il était prévu d'échantillonner la pluie du 29 août 2021 (intensité moy. : 2,16 mm/h, accumulation : 4,5 mm). On remarque à la Figure 16 que les jours précédant le 29 août, le niveau du puisard était très bas et par conséquent, le niveau d'eau n'est jamais monté jusqu'au seuil du déversoir, rendant toute lecture de débit impossible. Cette problématique ne représente donc pas uniquement une difficulté d'échantillonnage. Les puisards de trottoirs étant de dimensions considérables, avec une profondeur d'environ 1,3 m (mesuré le 3 juillet 2020), ces résultats suggèrent que les BR sont sous-utilisées, principalement en été, et que des pluies de forte intensité sont nécessaires pour que l'eau de ruissèlement puisse s'y déverser. La discussion abordera plus en détail cet aspect.

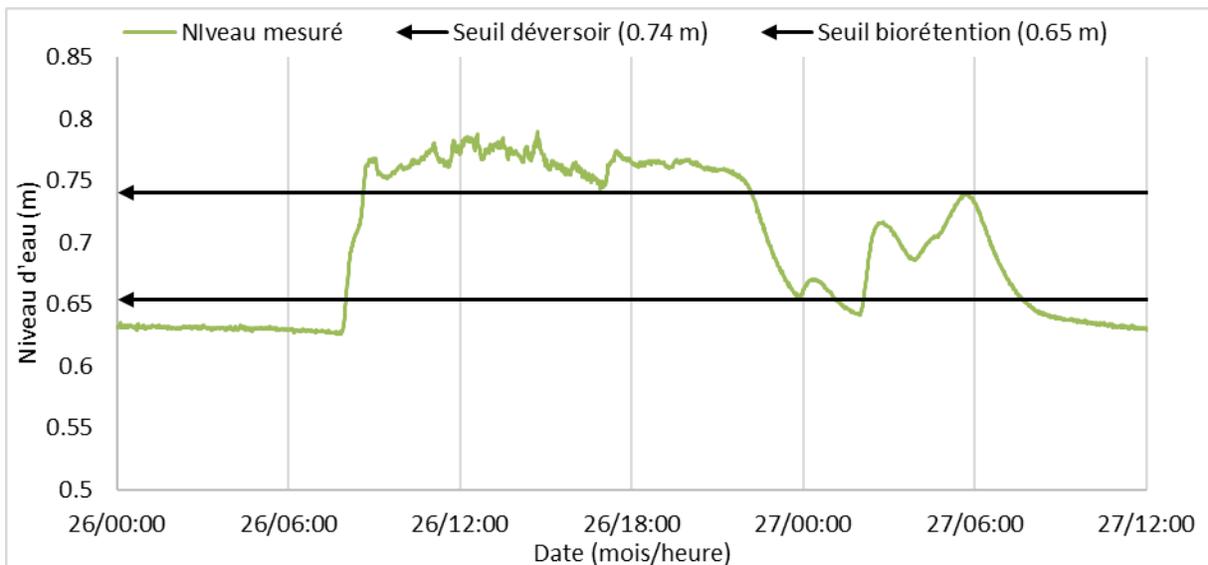


Figure 17 : Niveau d'eau dans le puisard de trottoir (BR-4) pour la pluie du 26-27 mars.

On constate par ailleurs que le niveau d'eau dans les puisards continue de descendre rapidement une fois sous le seuil du déversoir pour ensuite se stabiliser et continuer une descente plus lente. Cette

observation indique que la boîte n'est probablement pas étanche et que de l'eau est en mesure de s'y infiltrer par d'autres ouvertures que le déversoir (le « V-Notch »). En rapportant sur les graphiques le seuil minimal pour que l'eau puisse se déverser dans la BR, on remarque en effet que ce point coïncide avec la stabilisation du niveau dans le puisard. Par cette infiltration dans la boîte à d'autres endroits que le déversoir, les eaux de ruissèlement seraient donc tout de même en mesure d'atteindre la BR lorsque le niveau mesuré par la sonde excède le seuil requis pour que l'eau puisse se déverser dans la BR, mais qu'il se situe sous le seuil minimal pour atteindre le déversoir. Lors de l'installation par la Ville, un scellant a été posé sur les contours de la conduite de la BR pour assurer son étanchéité avec la boîte-déversoir. Étant donné les grandes difficultés d'installation, il est possible que le point d'insertion de la conduite dans le déversoir ne soit pas parfaitement étanche. Cette infiltration est probablement négligeable par rapport au débit pouvant franchir le déversoir et l'erreur sur les lectures de débit ne serait donc pas significative.

Également, pour la période d'août 2021 à octobre 2021, le niveau dans le puisard n'a que très rarement dépassé le seuil minimal pour que l'eau puisse atteindre la BR. Pour cette période, la BR n'a probablement reçu que les eaux de pluie tombant directement à sa surface. Durant cette période, puisque le niveau n'a pratiquement jamais dépassé le seuil minimal pour atteindre le déversoir, il a été très difficile de procéder à des échantillonnages. De plus, certaines observations au terrain suggèrent qu'une portion importante de l'eau de ruissèlement n'est jamais captée par les BR, mais plutôt par le puisard situé immédiatement en aval, lequel est relié directement à l'égout pluvial (Figure 18).

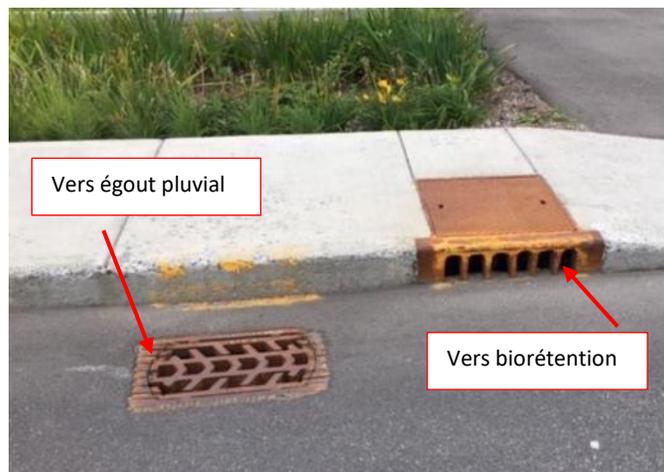


Figure 18: Redondance des puisards collectant le ruissèlement.

Bien que cette redondance fût souhaitée par la ville par principe de précaution, une accumulation importante de sédiments et de matières organiques a été observée à plusieurs reprises au niveau de la grille par laquelle entre l'eau dans le puisard de trottoir. À moins d'une pluie de forte intensité ou d'un nettoyage, une ligne de sédiments se formant le long de la grille dévie l'eau et l'empêche d'entrer efficacement dans le puisard.

4.2.3 Débits de sortie

Les débits de sortie sont enregistrés en continu, avec des mesures à chaque minute. Le système installé pour mesurer les débits de sortie permet de cette façon de suivre la réponse de la BR pour chaque événement de pluie pour une grande partie de la période du 2021-03 au 2021-10.

Le système a fonctionné selon ce qui était attendu, avec toutefois un problème de capacité pour mesurer des débits plus importants. On constate d'ailleurs pour la pluie du 26 mars (Figure 19) que le débit mesuré se situe très près du débit maximal pouvant être mesuré selon le niveau de submergence du déversoir à un instant donné. Ces débits élevés se présentent généralement lors du dégel, où le ruissèlement s'ajoute au débit causé par la fonte de la neige à la surface de la BR. La situation inverse se présente pour les autres événements de l'année, hors période de dégel. À titre d'exemple, pour la pluie du 26 juin (Figure 20), le débit mesuré se situe bien en dessous de la capacité du déversoir.

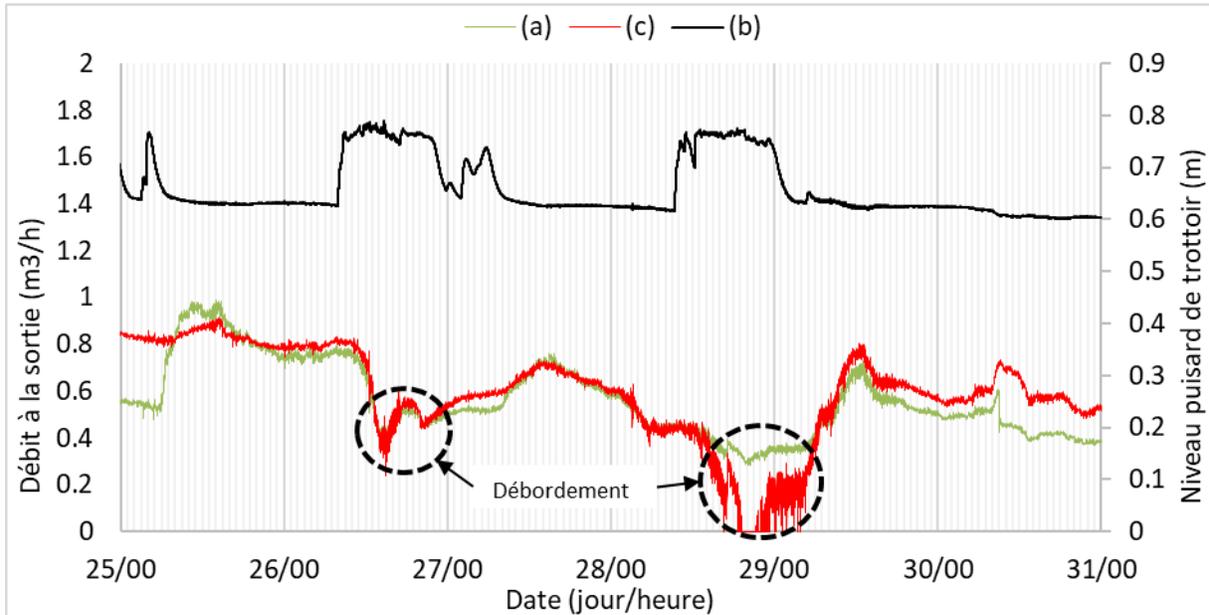


Figure 19 : Hydrogramme à la sortie pour la période du 25 mars 2021 au 31 mars 2021. a) Débit mesuré par le déversoir; b) niveau d'eau mesuré par la sonde dans le puisard de trottoir; c) Capacité maximale du déversoir.

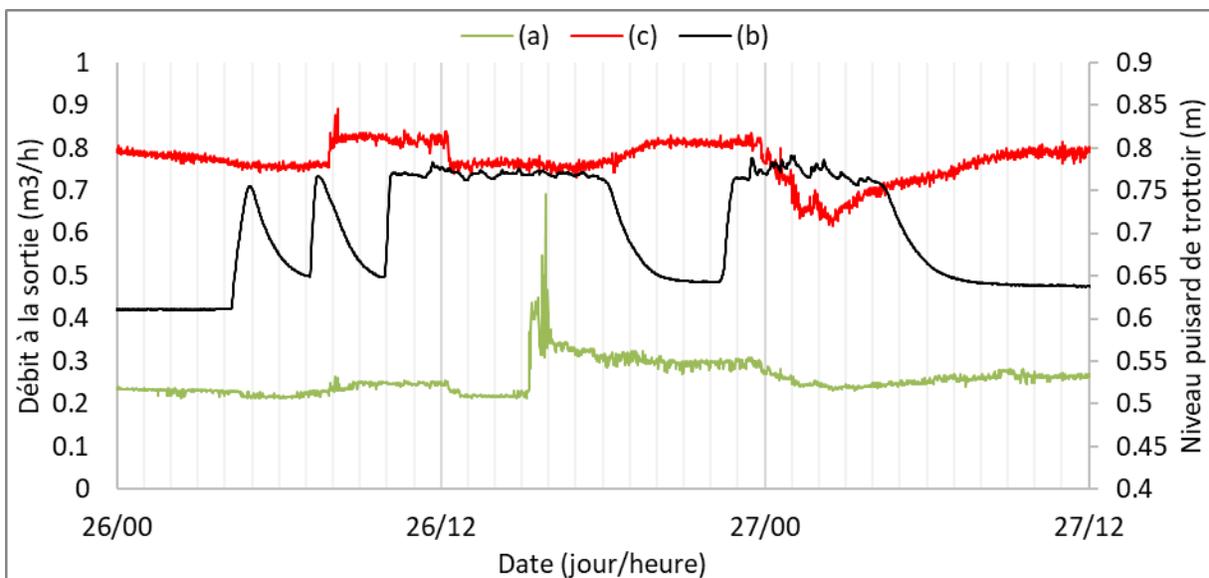


Figure 20 : Hydrogramme à la sortie pour la période du 26 juin 2021 au 27 juin 2021. a) Débit mesuré par le déversoir; b) niveau d'eau mesuré par la sonde dans le puisard de trottoir; c) Capacité maximale du déversoir.

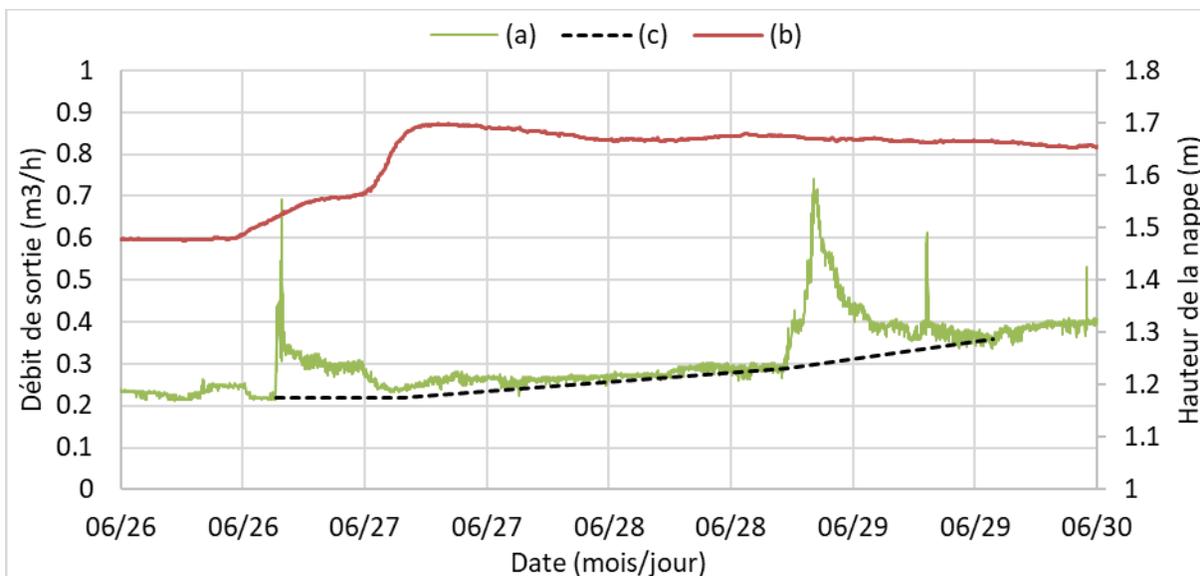


Figure 21 : Séparation de l'hydrogramme provenant du ruissèlement de celui provenant d'un captage supposé de la nappe phréatique. a) débit de sortie; b) hauteur de la nappe phréatique mesurée par la sonde; c) Estimation du débit supposé provenant de la nappe phréatique.

Ce compromis entre capacité et précision pour les débits plus faibles était nécessaire étant donné la configuration du puisard, notamment la faible distance entre les drains provenant de la BR (O-4-M et O-4-R) et la conduite acheminant l'eau vers l'égoût pluvial (Figure 2) qui impose un déversoir ayant une hauteur disponible de 8 cm pour la prise de mesure de débits. Ainsi, pour la pluie du 26 mars, les débits sont sous-estimés entre 13h et 17h, intervalle durant lequel le débit a excédé la capacité du déversoir. En séparant graphiquement la portion de l'eau à l'exutoire qui proviendrait de la nappe phréatique, on constate que cette contribution est très significative (Figure 21)

Il est possible de constater pour les pluies du 26 mars et du 26 juin qu'il y avait présence d'un écoulement continu en provenance des drains avant la montée des débits causée par l'apport des eaux de ruissèlement. Alors que pour la pluie du 26 mars, ce débit comprend la portion attribuable à la fonte de la neige à la surface de la BR auquel s'ajouterait un débit provenant d'un captage de nappe phréatique, pour la pluie du 26 juin, le débit de base ne pourrait provenir que d'un captage de la nappe phréatique.

Il est possible d'estimer graphiquement le temps de vidange de la BR en utilisant des traceurs pour établir la période durant laquelle l'eau en provenance du ruissèlement est passée à travers la biorétention. Puisque les sondes de pression utilisées pour mesurer le niveau d'eau dans les puisards de trottoir et de sortie de la BR-4 enregistrent en continu des mesures de conductivité, il est possible d'utiliser la conductivité comme traceur. Si cette approche a déjà été utilisée pour la séparation d'hydrogrammes à plus grande échelle (Pellerin et al., 2008 et Miller et al., 2014), l'utilisation de ce traceur sur une échelle plus locale est moins documentée. Néanmoins, à l'échelle de la BR, le lessivage des sels de déglacage lors du dégel apporte des charges considérables de chlorures et la variation de la conductivité mesurée à la sortie de la BR est fortement corrélée à cet apport de chlorures. Pour l'évènement du 26 mars, on constate en effet une augmentation rapide de la conductivité et de la concentration de chlorures à 10h, suivie d'une descente jusqu'à stabilisation le 27 mars à 2h.

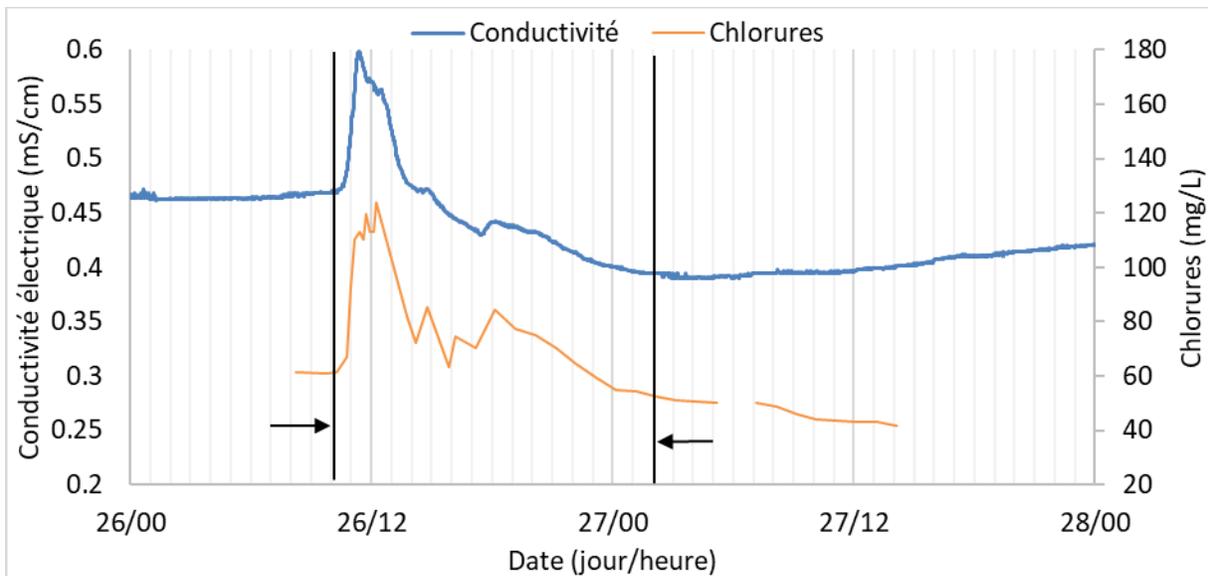


Figure 22 : Évolution de la conductivité électrique et des concentrations de chlorures à la sortie de la BR-4 entre le 26 et 27 mars 2021.

Ainsi, à partir des mesures de conductivité, la vidange de la BR pour la pluie du 26 mars, était d’une durée approximative de 15,75 h. Pour la pluie du 26 juin, on peut aisément extraire le débit de base à partir de l’hydrogramme des débits (Figure 23, lequel se maintient à une valeur autour de 0,22 m³/h. Une vidange d’une durée approximative de 11,5 h est ainsi obtenue pour cette pluie. Ces observations suggèrent que la vidange de la BR serait généralement de courte durée, indiquant un passage rapide de l’eau à travers celle-ci.

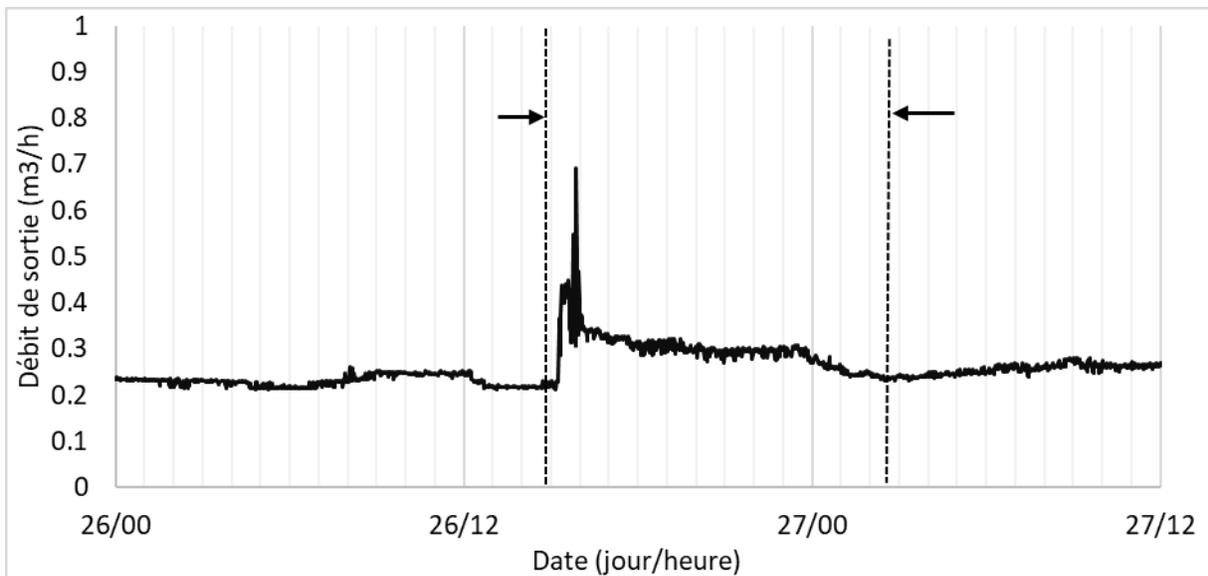


Figure 23 : Vidange de la BR-4 pour la pluie du 26 juin 2021.

Les BR faisant l’objet de la présente étude ne sont pas entourées d’une membrane d’étanchéité. Ainsi, elles présentent le potentiel d’une infiltration d’une portion des eaux de ruissèlement. Cependant, en raison du niveau de la nappe phréatique, très près de la BR, ce potentiel d’infiltration est réduit considérablement (Ville de Calgary, 2016). Comme il a été décrit précédemment, il est très probable que, au dégel ou lors d’un soulèvement important de la nappe à la suite d’une recharge, les drains canalisent

un débit provenant de celle-ci. Toutefois, pour la période s'étalant d'août 2021 à octobre 2021, une baisse significative du niveau de la nappe ouvre la possibilité d'une infiltration des eaux de ruissèlement. Certains traceurs peuvent être utilisés pour suivre l'infiltration des eaux de ruissèlement, notamment la température et la CE (Foulquier et al., 2009). On remarque toutefois qu'aucune variation importante de la conductivité ou de la température de la nappe pour la pluie du 24 septembre, alors que le niveau de la nappe était à son plus bas (Figure 24). Le même résultat est obtenu pour d'autres pluies entre août et octobre.

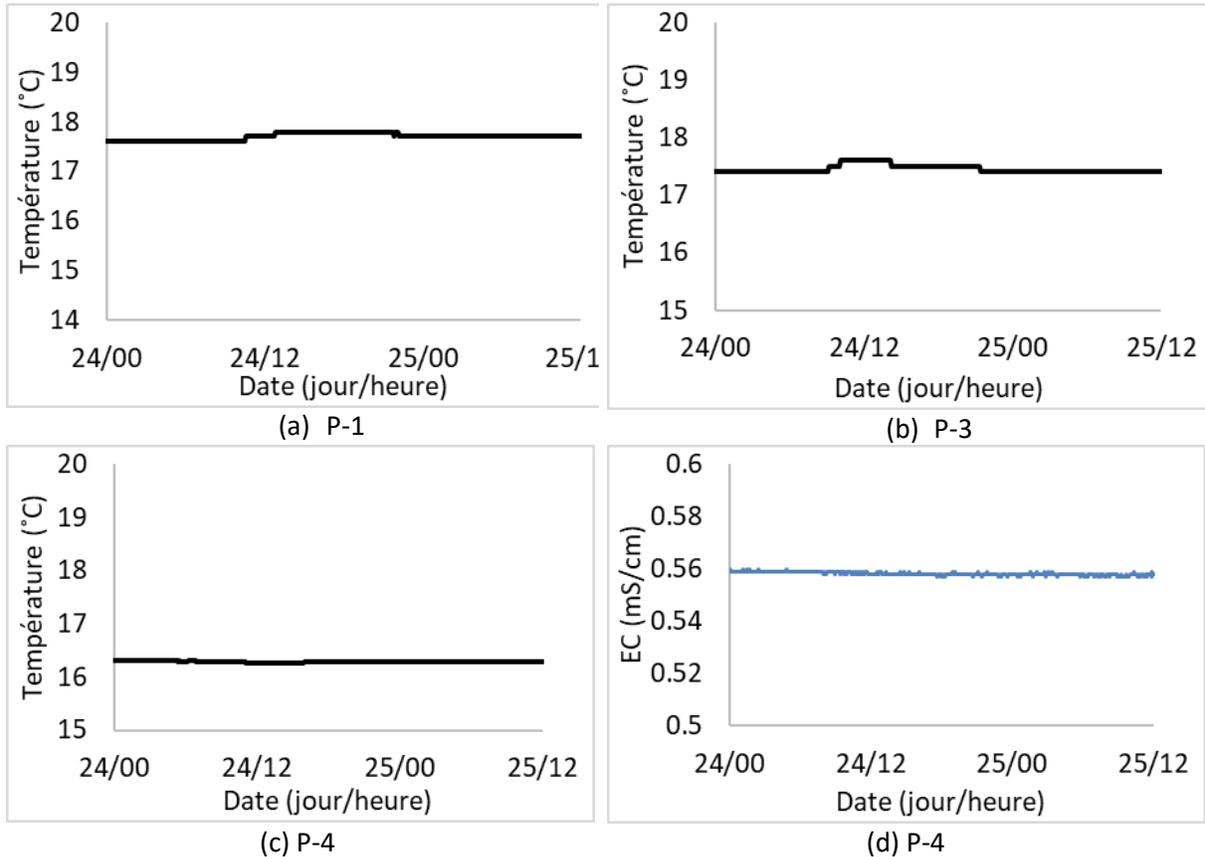


Figure 24 : Évolution de la conductivité électrique (EC) et de la température dans la nappe phréatique pour la pluie du 24 septembre.

4.2.4 Qualité de l'eau

L'enlèvement des contaminants est déterminé en supposant qu'il n'y a pas de débit d'infiltration en provenance de la BR vers la nappe. De plus, étant donné que le débit sortant de la BR excède la capacité maximale du déversoir, il n'est pas possible de séparer de l'hydrogramme, les contributions de la fonte des neiges à la surface de la BR et du captage de la nappe phréatique par le drain. Les charges sortantes sont alors sous-estimées et les pourcentages d'enlèvement, surestimés. En raison d'une défaillance de l'appareil de mesure de débits le 8 juin, il n'est pas possible d'établir les concentrations moyennes événementielles et les pourcentages d'enlèvement des contaminants pour cette pluie. Finalement, pour la pluie du 24 septembre, puisqu'aucun débit n'a été détecté dans les drains de la BR et que l'infiltration dans les sols est négligeable, il est considéré que 100% des contaminants ont été retenus par la BR (Tableau 5).

Tableau 5 : Concentrations moyennes événementielles et pourcentages d'enlèvement massique pour les différents contaminants suivis.

Contaminants	Un.	03/26			06/08	06/26					09/24
		(1)	(2)	(3)	(1)	(1)	(2)	(4)	(3)	(5)	(1)
COD	mg/L	3,8	6,34	-49%	7,9	5,4	14,3	3,8	14%	79%	4,3
NH ₄	µg N/L	121	208	-55%	508	148	196	121	82%	95%	83
NO ₃	µg N/L	145	2850	-1668%	138	155	670	145	-132%	46%	164
N _T	µg N/L	447	3415	-586%	8284	841	1732	447	90%	98%	589
P _T	µg P/L	204	20,87	91%	4894	143	141	204	99%	100%	119
PO ₄	µg P/L	8,5	2,83	70%	4,4	6,3	13,6	8,5	-49%	63%	13,1
Cl ⁻	mg/L	229	79,74	69%	26,3	5,3	26,0	230	53%	88%	N/A
Na	µg/L	153801	56951	67%	31273	6173	94874	153801	-45%	65%	2850
Mg	µg/L	2343	7501	-187%	25862	1054	4635	2343	91%	98%	998
Ca	µg/L	45676	86362	-70%	253372	22398	39303	45676	93%	98%	21419
K	µg/L	1808	7574	-276%	7322	2144	4008	1808	74%	94%	1723
Cr	µg/L	8,0	0,52	94%	103,8	3,2	1,7	8,0	99%	100%	3,4
Mn	µg/L	105	115	1%	727,7	40,8	600	105	61%	87%	33,7
Fe	µg/L	4958	622	89%	55556	1653	7097	4958	94%	98%	1902
Ni	µg/L	8,5	0,94	90%	158,3	3,7	2,8	8,5	99%	100%	5,0
Cu	µg/L	16,5	3,39	82%	290,5	8,3	12,8	16,5	98%	99%	11,8
Zn	µg/L	136,5	5,46	96%	1780,2	41,8	645	136	83%	94%	76,1
Pb	µg/L	4,2	0,41	91%	54,2	2,1	2,1	4,2	98%	99%	2,1

(1) Concentration moyenne événementielle à l'entrée

(2) Concentration moyenne événementielle à la sortie

(3) % d'enlèvement pour l'évènement (un nombre négatif indique un relargage)

(4) Concentration moyenne événementielle à la sortie après séparation de l'hydrogramme du débit provenant de la nappe avec $Q_{nappe}=0.23 \text{ m}^3/\text{h}$

(5) % d'enlèvement pour l'évènement après séparation de l'hydrogramme correspondant au débit provenant de la nappe

À partir du Tableau 5, on constate pour la pluie du 26 mars 2021 un important relargage d'azote, principalement sous forme de nitrates. Le bilan fait également ressortir un relargage d'azote total (N_T), indiquant que lors de cette pluie, la BR aurait été également une importante source d'azote. Le relargage d'azote par les BR a été observé par plusieurs auteurs dans la littérature et serait dû à la décomposition de matière organique azotée par les microorganismes dans les sols. Ce relargage semble toutefois plus important au dégel, puisque le bilan pour la pluie du 26 juin fait ressortir un relargage bien plus faible. De plus, lorsqu'on retire la portion du débit à l'exutoire qui serait attribuable au captage d'eau de la nappe phréatique, on constate qu'il n'y aurait en réalité pas eu de relargage lors de la pluie 26 juin. Pour le phosphore, un bon enlèvement a été observé tant pour le 26 mars que pour le 26 juin 2021.

On constate également un relargage de calcium, potassium et magnésium pour la pluie du 26 mars, alors qu'une rétention a plutôt été constatée pour la pluie du 26 juin. Cette observation pourrait s'expliquer par un déplacement sur les sites d'échange cationiques par le sodium en provenance de sels de déglacage contenant du chlorure de sodium et concorde avec des observations similaires dans la littérature.

En ce qui concerne les métaux, à l'exception notable du manganèse, les bilans du 26 mars et 26 juin 2021 font ressortir un bon enlèvement tant au dégel que durant l'été.

Puisque l'intervalle entre les mesures de débits est plus faible que celui entre les différents échantillons d'eau, la concentration de chaque échantillon est multipliée par leur « poids » par rapport au volume total d'eau mesuré pour cet évènement. Ainsi, la CME est obtenue par l'équation suivante (Ma et al., 2009).

$$CME = \sum_i w_i c_i$$

Où c_i est la concentration du contaminant de l'échantillon mesurée au temps i et w_i le poids de cet échantillon donné par :

$$w_i = \frac{V_i}{\sum_i V_i} = \frac{\sum_j q_{ij} \Delta t_{ij}}{\sum_i \sum_j q_{ij} \Delta t_{ij}}$$

Où V_i est le volume de décharge correspondant à la concentration au temps i , q_{ij} est le débit mesuré au temps j à l'intérieur de l'intervalle i et Δt_{ij} l'intervalle entre deux mesures de débit consécutives à l'intérieur de l'intervalle i .

4.2.5 Modélisation EPA-SWMM (Storm Water Management Model adapté de Bouattour, 2021)

Un modèle SWMM a été fourni par la ville de Trois-Rivières, préalablement calé à partir de données collectées avant la construction des BR. Le modèle fourni par la Ville représentait alors le site avant la construction des BR. À partir de données de débit dans les conduites d'égout pluvial fournies par la Ville pour les pluies du 19 et 27 juillet 2020 et 4 et 11 août 2020, le modèle a été calé à nouveau après ajout de *LID controls* dans SWMM afin de représenter les BR ajoutées au site.

Deux types de simulations ont été réalisées, une première sur une échelle locale qui ne comprend que les sous-bassins-versants situés de part et d'autre de la rue Saint-Maurice (Figure 25) et une deuxième qui comprend un ensemble de 88 sous-bassins se drainant vers le site étudié (Figure 25).

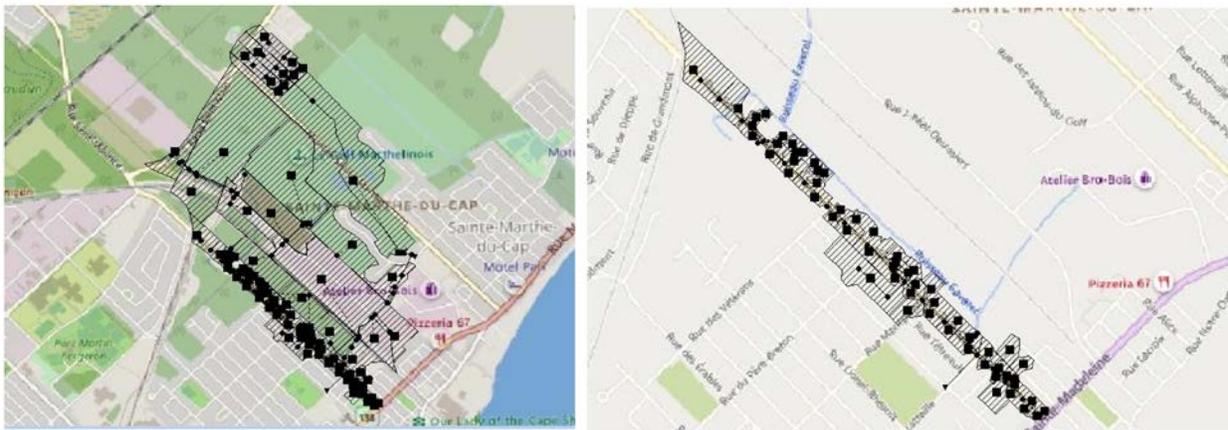


Figure 25 : Gauche : Secteur représenté par le modèle SWMM; Droite : Secteur local représenté par le modèle SWMM (52 BR de la rue Saint-Maurice uniquement).

Les données de pluviométrie utilisée pour caler le modèle avant la construction des BR proviennent d'une station d'avant-projet qui était située à 443 m du site d'étude. Les données de pluviométrie après la construction des BR proviennent de la station des Érables. La position des stations météo par rapport au site d'étude est représentée à la Figure 26.

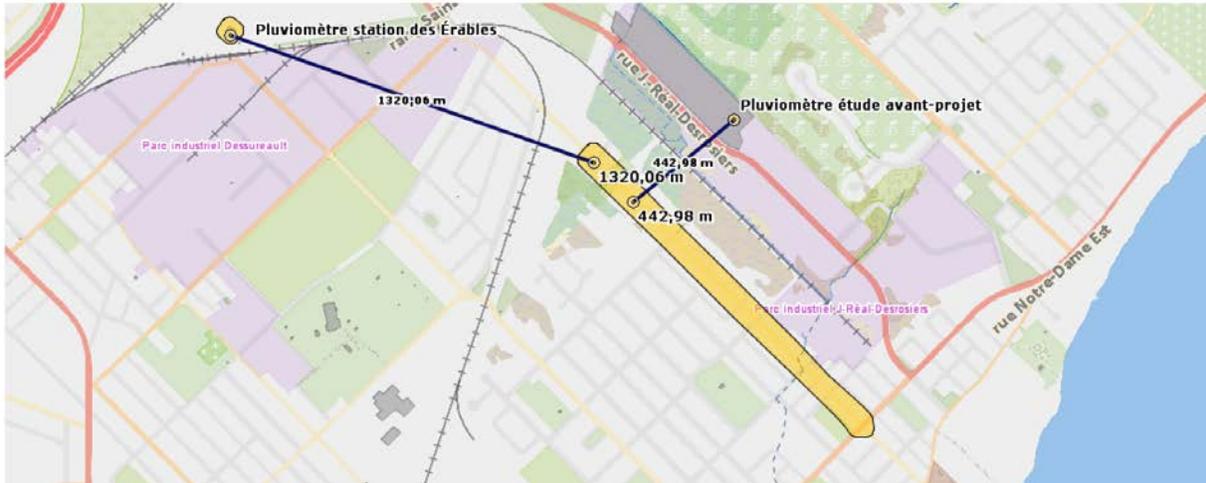


Figure 26 : Position des stations météo par rapport au site d'étude utilisées pour la modélisation SWMM.

Les mesures de débits dans les conduites ont été obtenues à partir de débitmètres installés dans les conduites par la Ville. Au total, 5 débitmètres ont été considérés pour le calage du modèle SWMM, dont 4 étaient situés en amont du site d'étude afin de prendre en compte notamment la contribution d'un ruisseau canalisé (ruisseau Favere). L'emplacement des débitmètres est montré à la Figure 27.



Figure 27 : Emplacement des débitmètres utilisés pour la modélisation SWMM.

Le calage du modèle incluant les BR (simulées au moyen de LID controls dans SWMM) a été effectué à partir des 4 évènements au Tableau 6.

Tableau 6 : Évènements considérés pour le calage du modèle SWMM.

Évènement	Type	Date	Heure de début	Durée	Hauteur max. (mm/5 min)	Hauteur totale (mm)
1	Court et intense	2020-07-19	5 :00	3h15	5,68	13,2
2	Moyen	2020-07-27	10 :10	5h50	1,1	16,8
3	Long	2020-08-04	11 :15	15h50	2,4	91,3
4	Orage	2020-08-11	19 :25	25 min	5,88	16,3

La justesse de la calibration a été vérifiée au moyen de l'erreur quadratique moyenne normalisée (NRMSE) à partir évènements au Tableau 6 et des débits de la conduite en aval du site.

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

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

Où RMSW est l'erreur quadratique moyenne, Q_m est le débit modélisée, Q_o est le débit observé, N est le nombre d'observations et Q'_o est la moyenne des débits observés. Le ratio NRMSE pour chaque évènement est présenté au Tableau 7.

Tableau 7 : NRMSE calculé.

Évènement	NRMSE calculé
2020-07-19	0,79
2020-07-27	0,31
2020-08-04	0,21
2020-08-11	0,72

On constate d'emblée que la prédiction du modèle est moins exacte pour les pluies du 2020-07-19 et 2020-08-11. En effet, à partir de la Figure 28, bien que la forme générale de la courbe suive celle des valeurs observées, on constate que le modèle sous-estime les débits. Toutefois, pour les pluies du 2020-07-27 et du 2020-08-04, on constate que le modèle offre une bonne prédiction.

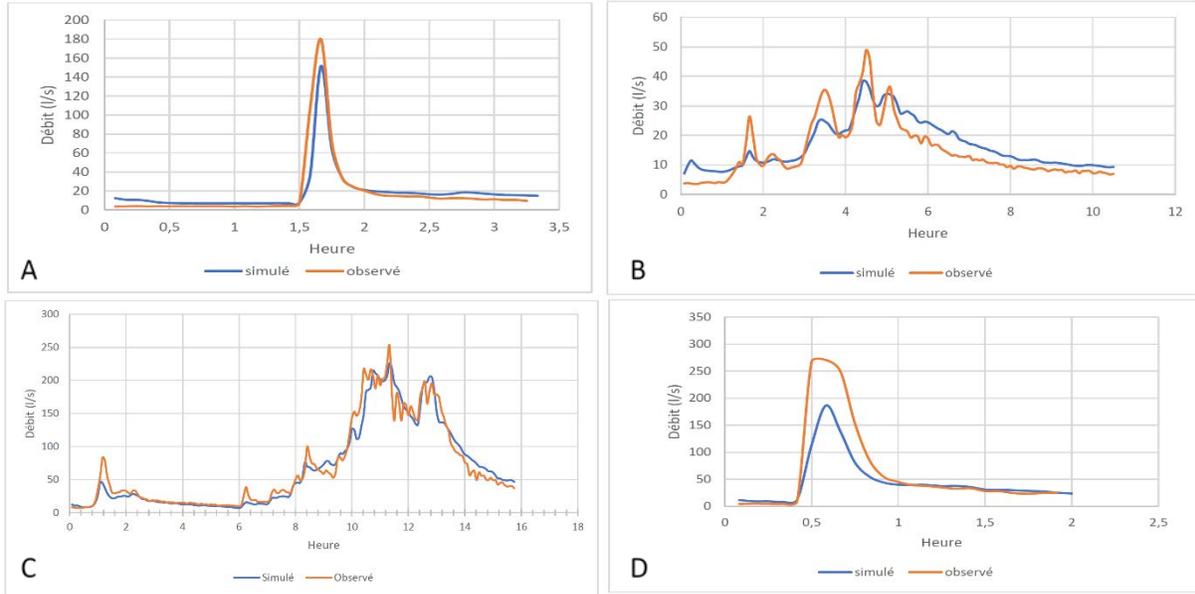


Figure 28. Comparaison entre les résultats de la simulation et les données observées après calage du modèle SWMM au niveau du débitmètre situé en aval du système de drainage. A : 2020-07-19; B : 2020-07-27; C : 2020-08-04; D : 2020-08-11

Afin de vérifier l'impact de l'ajout des cellules de BR, chaque évènement au Tableau 6 a été simulé dans un premier temps à partir du modèle initial (sans BR), puis avec le modèle incluant les BR. Les résultats pour le scénario sur l'échelle locale sont présentés à la Figure 29 et ceux sur l'échelle globale, incluant les sous-bassins localisés à l'extérieur du site d'étude de la rue Saint-Maurice et notamment la contribution du ruisseau Favereau au débit dans les conduites, sont présentés à la Figure 30.

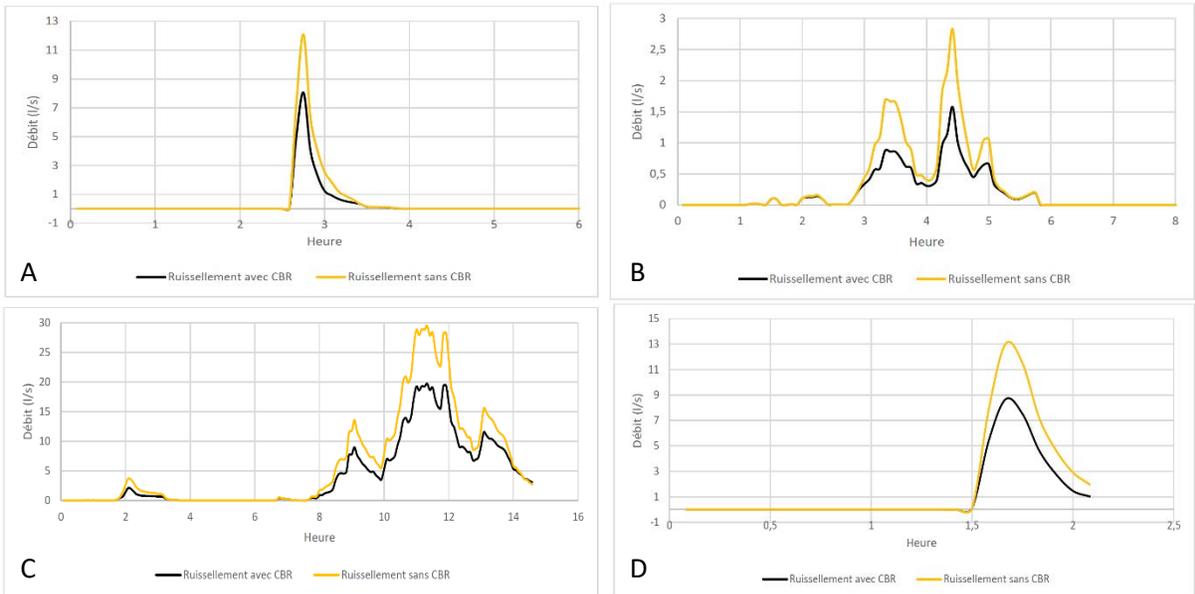


Figure 29 : Comparaison du débit modélisé avec et sans BR sur l'échelle locale (rue Saint-Maurice uniquement). A : 2020-07-19; B : 2020-07-27; C : 2020-08-04; D : 2020-08-11. Sur les graphiques, CBR = cellules de biorétention.

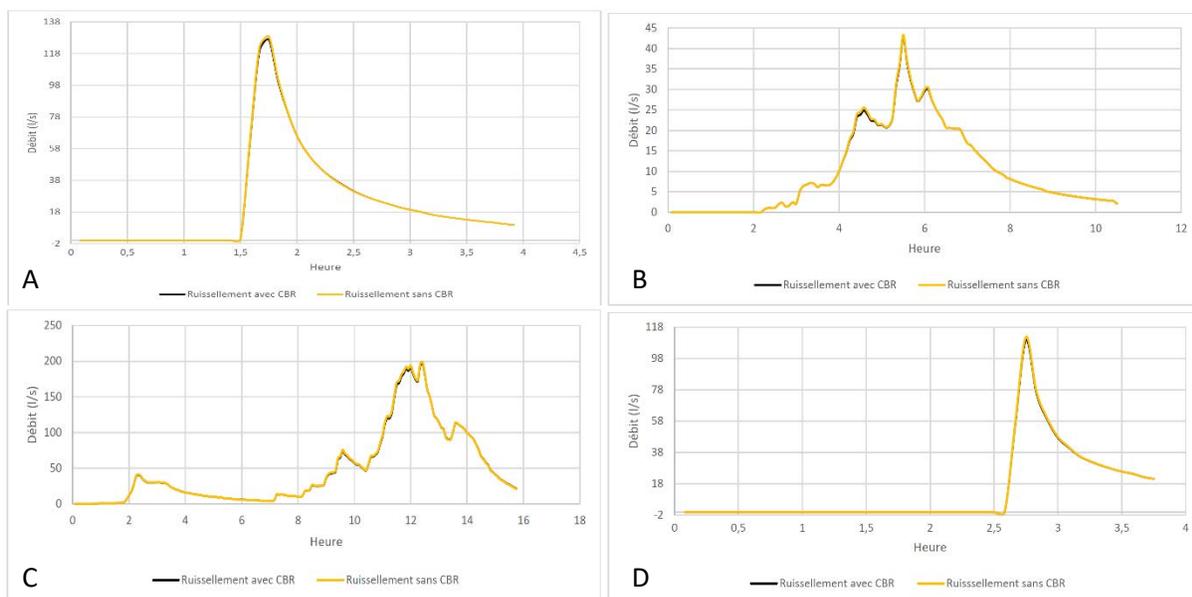


Figure 30 : Comparaison du débit modélisé avec et sans BR sur l'échelle globale. A : 2020-07-19; B : 2020-07-27; C : 2020-08-04; D : 2020-08-11. Sur les graphiques, CBR = cellules de biorétention.

On remarque selon le modèle que sur l'échelle locale, c'est-à-dire au niveau du projet sur la rue Saint-Maurice, les biorétentions ont contribué à réduire les débits de pointe ainsi que les volumes de ruissèlement. Toutefois, sur une échelle plus grande, en incluant des sous-bassins localisés à l'extérieur du site d'étude, on constate que l'impact des cellules de biorétention est très faible, voire négligeable. Ce résultat s'explique par le fait que le ruisseau canalisé en amont du site contribue en portion importante au débit dans les conduites d'égout pluvial et masque la contribution des BR. Toutefois, en ne considérant que la contribution des BR sur l'échelle du projet de la rue Saint-Maurice, les résultats de la simulation montrent des perspectives intéressantes quant à l'utilisation de ces systèmes pour mitiger l'impact du ruissèlement. Les valeurs de réduction des volumes de ruissèlement et des débits de pointe obtenues par la modélisation SWMM pour l'échelle locale sont présentés au Tableau 8.

Tableau 8 : Réduction des volumes ruisselés et des débits de pointes par les biorétentions selon la simulation SWMM (échelle locale).

Évènement	Réduction du volume de ruissèlement (%)	Réduction des débits de pointe (%)
2020-07-19	37	33,4
2020-07-27	39	43,5
2020-08-04	30	30,0
2020-08-11	37	33,5

4.3 Substrats

Bien que les deux substrats soient conformes aux spécifications du devis, le résultat des analyses réalisées pour la ville a montré de petites différences entre le substrat commercial produit par Savaria et le substrat local produit par la Ferme Bouchard (Tableau 9).

Tableau 9 : Conformité des deux substrats utilisés pour les BR installées dans le cadre du projet de la rue Saint-Maurice (Trois-Rivières, QC) par rapport aux spécifications de compositions et granulométrie données à l'article 11.3.4 du devis de construction. Résultats des analyses effectuées par le laboratoire Geosol pour la Ville de Trois-Rivières avec ajouts des résultats d'analyse de substrat Savaria et de paillis effectués par Environex initialement (composite; 18/06/2018) et à la fin du suivie (n=6, BR-4; 14/04/2021) (Tiré de (Beral et al., 2019)). Les cases ombrées signifient que ces paramètres n'ont pas été analysés.

Critères	Spécifications Substrat	Substrat Analyse effectuée pour la ville de Trois-Rivières (Géosol)		Substrat Savaria Analyse initiale Environex	Substrat Savaria Analyse finale Environex	Paillis Analyse initiale Environex
		Savaria	Local (sur mesure)			
Matière organique (%)	2 à 7	5,9	4,8	5,9	8,6	37,4
Humidité %				19,1	NA ⁴	43
pH eau	5,5 à 7,5	7,0	7,1	6,8	7,3	
pH tampon	5,5 à 7,5	7,1	7,3	7,2	>7,5	
CEC (meq/100g)	10 à 20	19,4	14	23,5	17,5	
Conductivité mS/cm				1 (0,28) ⁵	0,141	
TN (g/kg)				1,9	2,5	5,9
N-NH ₄ (mg/kg)				<40	NA ⁶	
NO ₂ -NO ₃ (mg/kg)				92	3,95	
P (mg/kg)				197	317,5	1560
K (mg/kg)				1090	291,3	4530
Ca (mg/kg)				7200	6977	27700
Mg (mg/kg)				2150	412	6560
Cl (ppm)				139,4	13,9 ⁷	212,9
Na (mg/kg)				126	124,2	3030
Al (mg/kg)				5690	6555	7580
B (mg/kg)				<10	<10	17
As (mg/kg)				<1,5	<1,5	1,6
Cu (mg/kg)				12	16,5	19
Fe (mg/kg)				10100	10432	8990
Mn (mg/kg)				145	175,3	246
Zn (mg/kg)				36	38,5	64
Cd (mg/kg)				<1	<1	<1
Co (mg/kg)				<10	<10	<10
Cr (mg/kg)				<10	10,8 ⁸	<10
P (ppm)	> 26	119	212	(kg/ha) 290	(kg/ha) 141,7	
K (ppm)	> 126	375	133	(kg/ha) 1069	(kg/ha) 130,2	
Ca (ppm)	> 500	2500	2000	(kg/ha) 7465	(kg/ha) 3114,7	
Mg (ppm)	> 126	277	229	(kg/ha) 732	(kg/ha) 184,2	
Na (kg/ha)				173	55,3	
Al (kg/ha)				1117	1016,5	
B ((kg/ha)				0,6	1,1	
Cu (kg/ha)				2,64	6,34	
Fe (kg/ha)				192,1	193,5	

Critères	Spécifications Substrat	Substrat Analyse effectuée pour la ville de Trois-Rivières (Géosol)		Substrat Savaria Analyse initiale Environex	Substrat Savaria Analyse finale Environex	Paillis Analyse initiale Environex
		Savaria	Local (sur mesure)			
Mn (kg/ha)				15	17,7	
Zn (mg/kg)				8	11,5	
P				11,6	14,1	
K				5,2	1,9	
Ca				71	89	
Mg				11,6	8,8	
GRANULOMÉTRIE						
		Savaria	Local			
Tamis 5 mm (%)	100	99*	99*			
Tamis 2,5 mm (%)	95 à 100	95	97			
Tamis 1,25 mm (%)	70 à 97	84	93			
Tamis 0,63 mm (%)	60 à 95	70	86			
Tamis 0,315 mm (%)	50 à 85	50	70			
Tamis 0,160 mm (%)	35 à 65	32*	51			
Tamis 0,08 mm (%)	5 à 35	13,8	34,2			
Tamis 0,002 mm (%) (proportion argile)	<20	4,0	6,4			

*Non-conformité

Comme mentionné, les résultats des analyses réalisées pour la ville montrent de légères différences entre le substrat commercial produit par Savaria et le substrat local produit par la Ferme Bouchard du point de vue de la teneur en M.O. (5,9% contre 4,8%), P (119 ppm contre 212 ppm), K (375 ppm contre 133 ppm) et pour le CEC (19,4/100 g contre 14/100 g). Le substrat local compte aussi une plus grande proportion de particules fines (34,2% au tamis 0,08 mm) que le substrat Savaria (13,8% au tamis 0,08 mm). La perméabilité au chantier (conductivité hydraulique) ainsi que la compaction du substrat ont été mesurées sur le terrain à la demande de la ville entre le 28 mai et le 15 juin 2018 par la firme GHD (Trois-Rivières, Qc.). Cependant, la ville de Trois-Rivières a choisi de n'effectuer les essais que dans les BR avec le substrat local, ces données ne sont donc pas disponibles pour le substrat commercial (Savaria). La densité sèche moyenne était de 1132 kg/m³ et les valeurs de perméabilité variaient entre 0,2 mm/h à 35 mm/h avec une perméabilité moyenne de 14,6 mm/h. La valeur moyenne correspond aux exigences du devis. Mais certaines des valeurs mesurées sont nettement en deçà des valeurs les plus faibles recommandées ailleurs dans le monde (12,5 mm/h) selon une compilation du Minnesota Pollution Control Agency (MCPA) (2021). Elles sont aussi plus faibles que les récentes normes canadiennes (recommandations pour des substrats destinés à l'infiltration (75 et 300 mm/h) pour des substrats destinés au traitement (25 et 75 mm/h) (Conseil canadien des normes (CSA), 2019)). Peut-être s'agit-il d'erreurs de mesure, car les résultats du suivi hydrologique, notamment les faibles volumes obtenus à l'effluent (outflow) et l'observation sur le terrain, semblent indiquer que la conductivité hydraulique des substrats serait plus élevée que les valeurs obtenues au chantier. Ces mesures seront reprises pour comparaison en été 2022 (hors projet).

Les échantillons initiaux ont été prélevés à même le substrat en vrac avant plantation. Les échantillons finaux ont été prélevés dans la BR-4 au début du printemps soit le 21 avril. En effet, il est préférable de prélever des échantillons au printemps, car ceux-ci nous donnent un portrait plus exact des concentrations de nutriments disponibles aux végétaux pendant leur saison de croissance. Le pH est plus élevé au printemps qu'en été ou en automne, car l'activité racinaire et bactérienne responsable de l'acidification des sols y est plus faible (Murdock et Dottie, 2006).

Le prélèvement en « T » n'a révélé aucune distribution spatiale particulière d'EC dans la biorétention. Cela pourrait être lié à l'apport réduit d'eau de ruissèlement de même qu'à la faible dispersion de l'eau dans la biorétention. Le taux d'infiltration du substrat, s'il est élevé, pourrait également contribuer à ce phénomène. Comme les résultats diffèrent peu entre les échantillons, les résultats finaux sont présentés sous forme de moyenne des 6 échantillons (carottes).

Le pH a augmenté de 0,5 point entre l'échantillonnage initial et l'échantillonnage final. Cela peut être dû notamment à l'utilisation de sels de déglacage, sur les trottoirs et dans la rue. Les sels de déglacage ont tendance à provoquer une hausse du pH (Brady et Weil, 2017).

La concentration finale en matière organique, phosphore et azote total est plus élevée qu'au départ. Cela peut être dû à la décomposition du paillis et de la matière organique présente dans la biorétention (Lalande et al., 1998 ; McPhillips et al., 2018). Une certaine hausse du pH peut en effet favoriser la minéralisation de l'azote, mais la présence de sels de déglacage peut nuire à cette dernière (Green et al., 2008). Notons que ces concentrations et le niveau du pH devraient diminuer pendant la saison de croissance des végétaux (Murdock et Dottie, 2006).

Paradoxalement, la concentration en $\text{NO}_2\text{-NO}_3$ est, elle, presque 20x plus faible qu'au départ, suggérant une combinaison de mécanismes d'enlèvement de ces derniers, à savoir lessivage principalement et peut-être dénitrification (Dagenais et al., 2018 ; Payne et al., 2014). L'assimilation par les plantes peut avoir été importante pendant la saison de croissance, mais cela n'est sans doute pas le mécanisme principal au moment de la prise d'échantillons de sol au début du printemps étant donné les concentrations importantes de nitrate mesurées lors de la pluie du 26 mars 2022.

Concernant les éléments structurants du sol sur les 3 années de suivi, le calcium a légèrement diminué, tandis que le magnésium et le potassium ont fortement baissé, ce qui peut être une conséquence de l'apport en sels de déglacage qui déplacent ces cations sur les sites d'échange cationique (Yavari et coll., 2021). Par contre, on observe une baisse des chlorures attribuable soit au lessivage et peut-être à la chloration de la matière organique (Bastviken et coll., 2007). À l'inverse, une légère accumulation des contaminants Cu, Mn et Zn a été observée, tandis que beaucoup d'autres restaient en dessous des seuils de détection.

Les résultats hygrométriques mesurés par temps sec révèlent peu de variation du taux d'humidité du sol entre les campagnes d'échantillonnage faites à différentes saisons (avril, août, octobre ; Figure 39).

Le niveau d'humidité du sol ne semble pas non plus influencé par la distance à l'entrée d'eau (inflow) (Figure 31), ce qui laisse suggérer qu'il y a soit une répartition efficace de l'eau dans la BR, soit une infiltration tellement rapide que les différences d'humidité ne sont plus perceptibles par temps sec. Ce niveau d'humidité du sol semble en revanche très dépendant de la position dans le bassin. Comme attendu, le fond du bassin étant beaucoup plus humide qu'en haut des pentes. Le côté gazon-habitation était plus sec que le côté trottoir-route. Il est possible que ce soit dû à la présence de la pelouse, forte consommatrice d'eau (Runfola et al., 2013; Wynne & Devitt, 2020).

La conductivité électrique (EC) finale du substrat Savaria mesurée par Environex paraît presque 15%, plus faible à la fin qu'au début, bien que les concentrations en Na et Ca soient restées stables et que les échantillons aient été prélevés après l'hiver en période de dégel donc après des apports potentiels de sels de déglacage. Il est possible que la valeur initiale de (1mS/cm) ait été une erreur de mesure. En effet, les valeurs de conductivité électrique prises avec l'instrument portatif TDR150 n'ont jamais été supérieures

à 0,1 mS/cm (Figure 31). De plus une mesure prise à l'IRBV en 2022 avec le TDR150 sur un échantillon du même lot de substrat de 2018 conservé à température ambiante révèle une EC de 0,28 mS/cm, qui semble beaucoup plus plausible et cohérent avec les autres données obtenues.

Comme attendu, nous avons observé une conductivité électrique (EC) plus importante durant les périodes saisonnières d'épandage des sels de déglacage. En revanche, bien que nous nous attendions à retrouver une EC plus élevée au niveau de l'entrée d'eau (inflow) que le reste du bassin, liée à l'entrée de l'eau de ruissèlement salée, cela n'a pas été le cas. De manière générale pour les trois campagnes d'échantillonnage, la EC était la plus élevée sur le bord côté trottoir-route, possiblement attribuable à l'épandage sur les trottoirs ou la projection d'embruns de la route et non à une entrée d'eau de ruissèlement salée (Figure 31). Celle-ci reste néanmoins faible comparée à la conductivité du substrat au départ ou même à la conductivité de divers types de sols urbains (Shannon et al., 2020) (voir Tableau 9).

En octobre, on remarque également une plus forte EC dans le fond du bassin à 10m et 15m de l'entrée d'eau (inflow). Il est à noter que les graphiques des Figure 31 et Figure 39 (en Annexe) présentent la moyenne des 6 BR suivies. Par conséquent, lorsque nous avons analysé ces valeurs en détail, nous avons remarqué qu'elles correspondaient à chaque fois, à une position distale de bassin et non à l'entrée d'eau ou à la zone de temps de rétention plus importante au fond de la biorétention. Sur le terrain, cette position correspondait à des emplacements où nous retrouvions des chemins menant à des habitations privées. Ceci laisse suggérer un épandage de sel de déglacage en plus forte concentration par les particuliers.

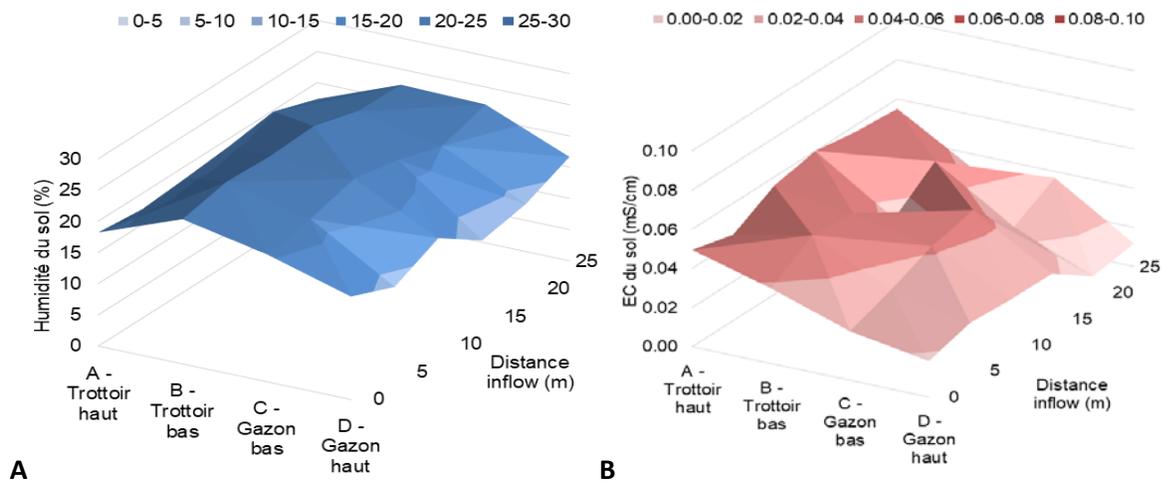


Figure 31. Moyenne des 3 campagnes d'échantillonnage hygrométrique de mesure dans les 6 biorétentions suivies (n= 18 à 6 pour les distances les plus éloignées puisque toutes les biorétentions n'allaient pas jusqu'à 25m de l'entrée d'eau) de : A. l'humidité du sol moyenne; B. La conductivité électrique (EC) du sol moyenne.

4.4 Paillis

Les concentrations d'azote, de phosphore et de potassium étaient élevées dans le paillis par rapport aux concentrations relevées dans le sol. D'ailleurs, nous avons observé que les 5-10 cm de paillis appliqués lors de la plantation avait pratiquement disparu en 2021, rendant l'analyse finale impossible. Ceci semble indiquer qu'il s'est décomposé rapidement.

4.5 Végétaux

Les données de croissance sont présentées dans les Figure 32 à Figure 36.

En 2018, certains individus de *CS* ont été attaqués par des altises, alors que des individus d'*IV* ont été touchés par une rouille de l'iris et ont donc connu une moins bonne croissance. Alors, de manière générale, *SA* est l'espèce ayant connu la meilleure croissance cette année-là. Le paillis était infesté de tétranyques tisserands (*Tetranychus urticae*). À la fin de cette première saison de croissance *CS* avait la plus grande surface foliaire estimée ($=1,75 \text{ m}^2$), suivi de *IV* ($=0,97 \text{ m}^2$), *SA* ($=0,35 \text{ m}^2$) et *JE* ($=0,32 \text{ m}^2$) (Figure 32). Il faut rappeler que *CS* était la seule espèce arbustive des quatre espèces étudiées. Les *IV* et *JE* étaient les seules espèces pour lesquelles nous observions un système racinaire aux abords des rhizotrons nouvellement installés, révélant ainsi leur rapide colonisation et exploration du substrat (Annexe Figure 41). Les quatre espèces à l'étude semblent avoir été en mesure de s'établir convenablement dans les BR lors de la première année du suivi. La différence de substrat n'a pas eu d'impact important sur la croissance des végétaux cette première année.

Pour la deuxième saison de croissance (2019), les *CS* ont présenté la meilleure croissance. En effet, les *CS* ont démontré la plus grande production de biomasse foliaire sèche, avec une moyenne annuelle de 188g (bien que certains matériels de collecte de biomasse (filets) aient été vandalisés), suivis par *JE* ($=138\text{g}$), *SA* ($=86\text{g}$) et *IV* ($=80\text{g}$) (Figure 33). Les *CS* ont multiplié leur nombre de feuilles par 8,5 en une saison (Figure 34), pour arborer jusqu'à $8,75\text{m}^2$ de surface foliaire en moyenne, une surface foliaire moyenne bien supérieure à celle des autres espèces, elles, plus près d' 1m^2 . En effet, *SA* montre également une bonne augmentation de son nombre de feuilles (multiplié par 6,5) (Figure 34) cependant étant donné la petite taille de ses feuilles la surface foliaire n'augmente que lentement comparée à celle de *CS* (Figure 32). Étonnamment, nous avons mesuré une diminution du nombre de feuilles pour *JE*, entre mai et juin passant de 217 à 139 feuilles par individu en moyenne, ainsi que pour *IV* en fin de saison de croissance (septembre-octobre : 114-96) (Figure 34). Il faut mentionner que les feuilles des *IV* étaient ravagées par la rouille. La coupe à la base des feuilles des iris (rabattement) entre la saison de croissance 2018 et 2019, aura permis de limiter l'infection par la rouille, qui n'a refait son apparition qu'en milieu de saison, et n'impactant la croissance des iris qu'en fin de saison (Figure 35). La coupe et l'enlèvement des feuilles en automne a pour objectif de réduire l'inoculum présent au printemps suivant (Gould, 2015). Les *CS* présentaient une croissance très légèrement supérieure dans le substrat local, alors que l'inverse s'est produit pour *SA*, tandis qu'aucune différence n'est détectable pour les *IV*. Autrement dit, les espèces ont réagi différemment aux deux substrats même si ces derniers répondaient par ailleurs aux mêmes spécifications. La seule différence notable entre les deux substrats une fois produits, selon les analyses effectuées par la ville de Trois-Rivières, était le taux de matière organique et la capacité d'échange cationique (Tableau 9).

La troisième saison de croissance (2020) a commencé plus tardivement (environ 1 mois plus tard), et ce n'est qu'à partir du mois de juin que des feuilles ont émergé. Un printemps froid et sec pourrait expliquer ce retard (Financière agricole du Québec, 2021). Les *CS* ont pour la 2^e année consécutive présenté la meilleure croissance devant les *JE*. Ces deux espèces n'ont pas encore atteint leur taille définitive, contrairement aux *SA* et les *IV* qui ont présenté peu ou pas de croissance lors de la saison 2020. Par exemple, lorsque l'on compare leur production de biomasse foliaire annuelle avec celle de l'année précédente, on remarque qu'elle est sensiblement la même (Figure 33). La croissance des *CS* devrait se stabiliser à la fin de la troisième saison : leurs dimensions atteignant la taille à maturité pour le cultivar 'Arctic Fire' selon la pépinière. Les *JE* ne grandissent plus en hauteur, mais la largeur du collet s'élargira jusqu'à ce que les espaces vides soient comblés. La densification du couvert végétal devrait améliorer la contribution des végétaux à l'atteinte des objectifs de la biorétention. En 2020, moins d'altises, de pucerons, de tétranyques tisserands et de rouille ont été observés. Cependant, l'état de santé des *IV* a été noté plus faiblement (Figure 35), car les racines des *IV* des BR 1, 2 et 6 ont été attaquées par ce qui pourrait

être des perceurs d'iris (*Macronoctua onusta*). Heureusement, des repousses ont été remarquées en fin de saison. Enfin, la reprise des SA rabattues à l'automne (par l'IRBV) semble plus laborieuse que celles des individus non rabattus (observation visuelle). Il est possible que le rabattement ait été trop sévère ou qu'il ait été effectué avant la mort des parties aériennes et le transfert d'hydrates de carbone aux racines pour l'hiver. Les deux mesures peuvent affecter la vigueur de la plante au printemps (Lyman 2015). La mesure de croissance des SA cette année a donc été effectuée sur des individus adjacents rabattus au printemps par la ville. Les traits fonctionnels racinaires pris en compte dans les analyses : longueur spécifique racinaire et teneur en matière sèche racinaire, ont été déterminés (Annexe Figure 40) à la suite du démantèlement d'une expérience en mésocosmes avec l'aide du logiciel WinRhizo.

En 2020, le substrat local a semblé mieux convenir aux CS, mais aussi aux SA, contrairement à l'année précédente. En effet, la biomasse foliaire sèche produite annuellement (CS=1661g; SA=72g en moyenne) ainsi que le nombre de feuilles par plant maximum annuel (CS= 3279; SA= 1624 en moyenne) y sont supérieurs de façon statistiquement significative à ceux observés dans le substrat commercial (Savaria) (biomasse foliaire CS=1461g, SA=37g; nombre de feuilles CS=2872, SA=697) (Figure 33 et Figure 34). En revanche, les IV, semblent légèrement plus à l'aise dans le substrat Savaria, avec une biomasse foliaire sèche produite annuellement de 106g et un nombre de feuilles par plant maximum de 152 en moyenne, que dans le substrat local avec une biomasse foliaire sèche produite annuellement de 55g et un nombre de feuilles par plant maximum de 131 en moyenne. Cependant, la dimension des feuilles des plants de CS dans le substrat Savaria est en moyenne plus grande que dans le substrat local : il en résulte une surface foliaire par plant maximale annuelle presque identique entre les deux substrats (= 25m² en moyenne) (Figure 32). La surface foliaire maximale atteinte durant l'année par les autres espèces est bien moindre (SA=1,7 m²; IV=1,5 m²; JE= 1,3 m² en moyenne). Cependant lorsqu'on compare les indices de surfaces foliaires (LAI = leaf area index ; surface foliaire/superficie de l'emprise au sol), CS (arbuste) suivi de près par SA (petite graminée) présentent le plus grand indice de surface foliaire ; ensuite viennent IV puis JE (Figure 36; Annexe Figure 40).

Les résultats de l'analyse racinaire montrent qu'après une année, toute la profondeur du substrat est colonisée par les racines soit de 50 à 70 cm (Annexe Figure 41). De plus, aux abords des IV et des JE, on remarque une densité racinaire plus importante qu'aux abords des CS et SA. Les IV et JE présentent aussi des racines plus épaisses (Annexe Figure 42), mais ce résultat était attendu étant donné la structure en rhizome des IV et les racines épaisses des JE bien décrites dans la littérature. La vitesse de mise en place du système est difficile à interpréter, car les rhizotrons sont placés à des distances différentes en fonction du type de végétaux. Étant donné que les tubes des rhizotrons ont tous la même longueur, et qu'ils sont tous posés sur la couche de sable, nous avons pu constater la variation de l'épaisseur du substrat à la fois entre les BR et au sein des BR. Par exemple, dans la BR 1, nous avons retrouvé une épaisseur de 60cm de substrat au niveau des SA1 (haut de la pente), de 70cm de substrat au niveau des CS1 (mi-pente), et de seulement 50cm au niveau des IV1 (fond de la biorétention). Il serait donc important au moment de la construction de vérifier que la profondeur de substrat prévue au devis soit respectée dans toutes les sections de la biorétention lors de la réalisation des travaux (voir Figure 2).

L'analyse des tissus végétaux ne nous a pas permis de détecter d'As, Cr, Co, Hg, Ni, Pb, Se. La teneur en N, P, Mg est restée assez stable entre le début et la fin du suivi, respectivement près de 1,8g/kg, 3,4g/kg, 1,8g/kg (Annexe Figure 43, Tableau 11). Le taux de K a augmenté pour toutes les espèces sauf pour les CS, alors que les taux de Ca a augmenté pour toutes les espèces sauf pour les JE. La concentration en Mn a diminué d'environ 5X pour les IV et les SA tandis qu'elle est restée stable pour CS et JE. Alors que la concentration en Zn a légèrement diminué pour les IV et les SA, elle a augmenté pour CS et fortement augmenté pour JE. Les JE des BR A et B présentent une accumulation de Cd jusqu'à 5 mg/kg de feuille et

de Cu jusqu'à 13 mg/kg de feuille alors qu'ils présentaient des valeurs sous le seuil de détection initialement (respectivement de 1mg/kg et 10mg/kg) et à la fin du suivi pour les autres espèces. Les JE présentent également une accumulation de Zn de 65mg/kg initialement contre 158mg/kg après 2 ans, alors que la teneur est restée stable chez les autres espèces. Les CS ont accumulé du Fe jusqu'à 246mg/kg de feuilles contre 66mg/kg initialement. Concernant le sodium, on remarque une accumulation dans les feuilles de SA et les tiges des CS.

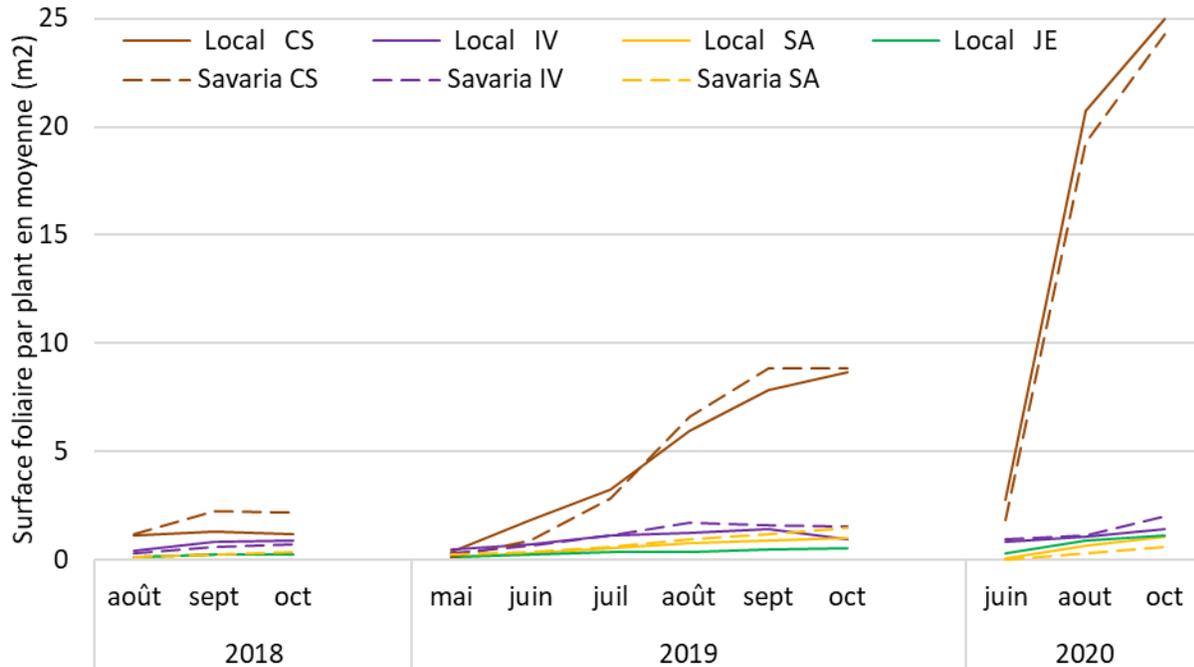


Figure 32. Surface foliaire par plant en moyenne par espèce (n=9 ou pour les Cornus plantés par paire, n=6) en fonction du temps et du substrat.

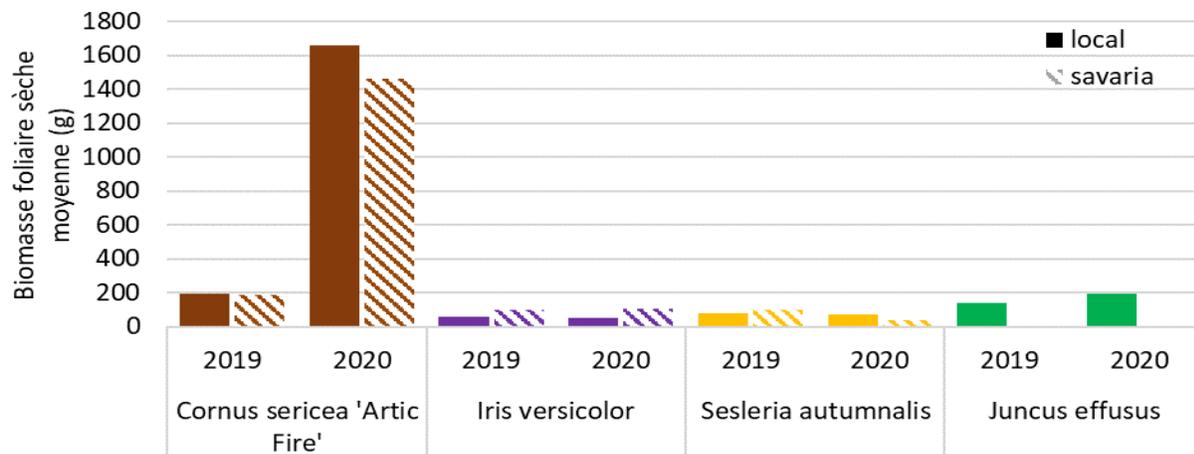


Figure 33. Biomasse foliaire sèche produite par plant en moyenne par espèce en 2019 et 2020 (n=9 pour les Iris, Sesleria et les Juncus plantés par groupes de 3; 6 pour les Cornus plantés par paire) en fonction du substrat, local sur-mesure (couleur pleine) ou commercial Savaria Natureausol (couleur hachurée).

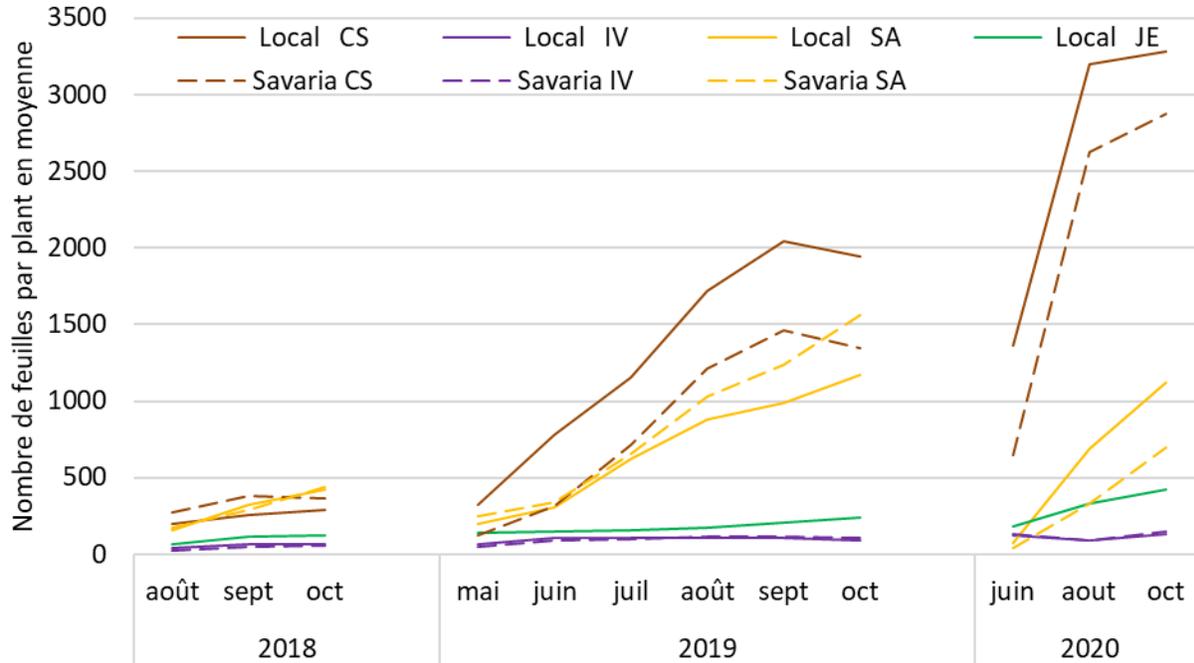


Figure 34. Nombre de feuilles par plant en moyenne par espèce (n=9 ou pour les Cornus plantés par paire, n=6) en fonction du temps et du substrat.

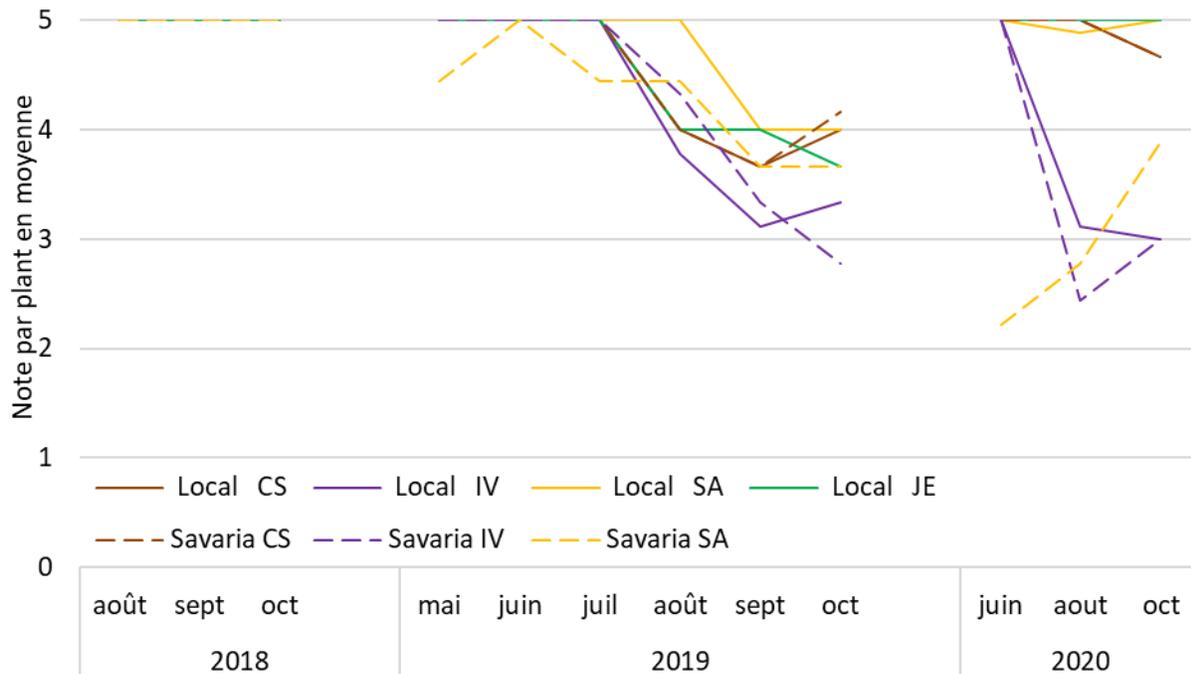


Figure 35. Note d'état de santé par plant (5 : en parfaite santé ; 4 : maladie/carence dépistée ; 3 : maladie/carence affectant la plante ; 2 : maladie/carence nuisible à la croissance de la plante ; 1 : maladie/carence affectant très sévèrement la plante ; 0 : morte) en moyenne par espèce (n=9 ou 6 pour les Cornus plantés par paire) en fonction du temps et du substrat.

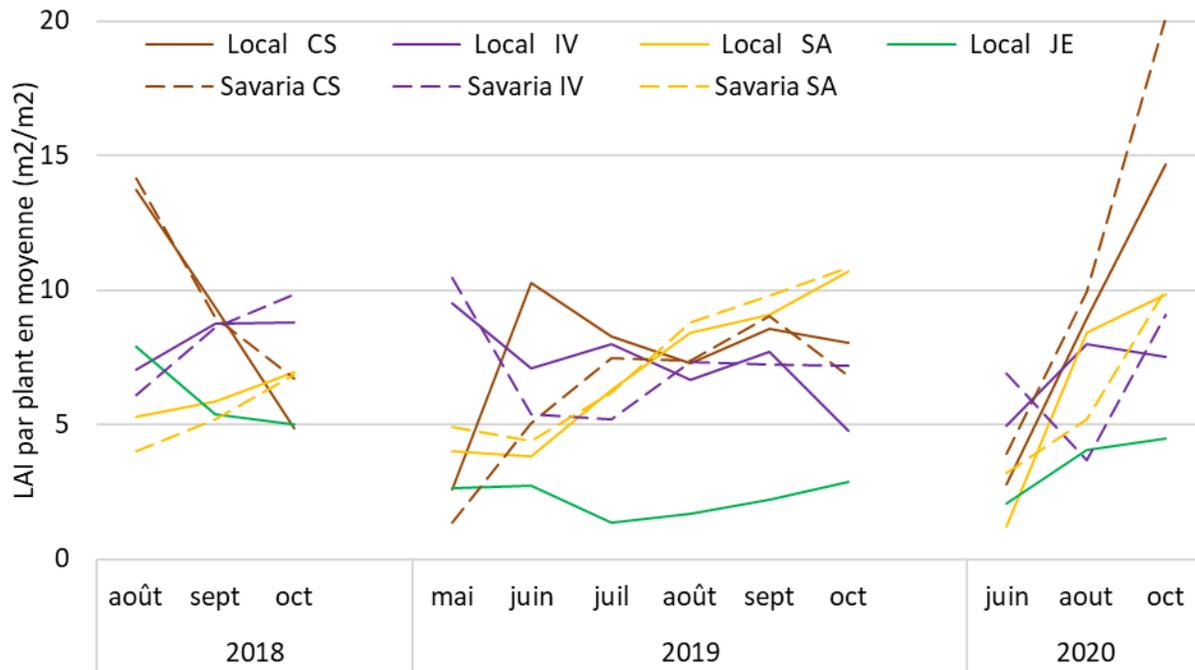


Figure 36. Indices de surfaces foliaires (LAI) par plant en moyenne par espèce (n=9 ou pour les Cornus plantés par paire n=6) en fonction du temps et du substrat.

4.6 Communautés microbienne et fongique

Les communautés microbiennes et fongiques dans la couche superficielle [0;-10] cm du substrat commercial (Savaria) de la BR-4 ont pu être caractérisées au niveau de la classe.

Les résultats de l'analyse révèlent des communautés de composition relativement homogène dans l'ensemble de la biorétention (Figure 37 et Figure 38). En effet, les mêmes classes se retrouvent en proportion équivalentes dans les échantillons pris à différents points dans la biorétention 4.

La composition des communautés bactérienne est significativement corrélée à la conductivité électrique du substrat. Les espèces végétales ne semblent pas avoir d'influence sur la composition ou l'abondance relative des communautés bactériennes ou fongiques peut-être parce que les substrats dans les biorétentions présentaient les mêmes caractéristiques et que les biorétentions étaient plantées depuis peu (Philippot et al, 2015). Il est possible que l'influence des espèces végétales sur les communautés microbiennes se manifeste avec le temps (Shi et al., 2015).

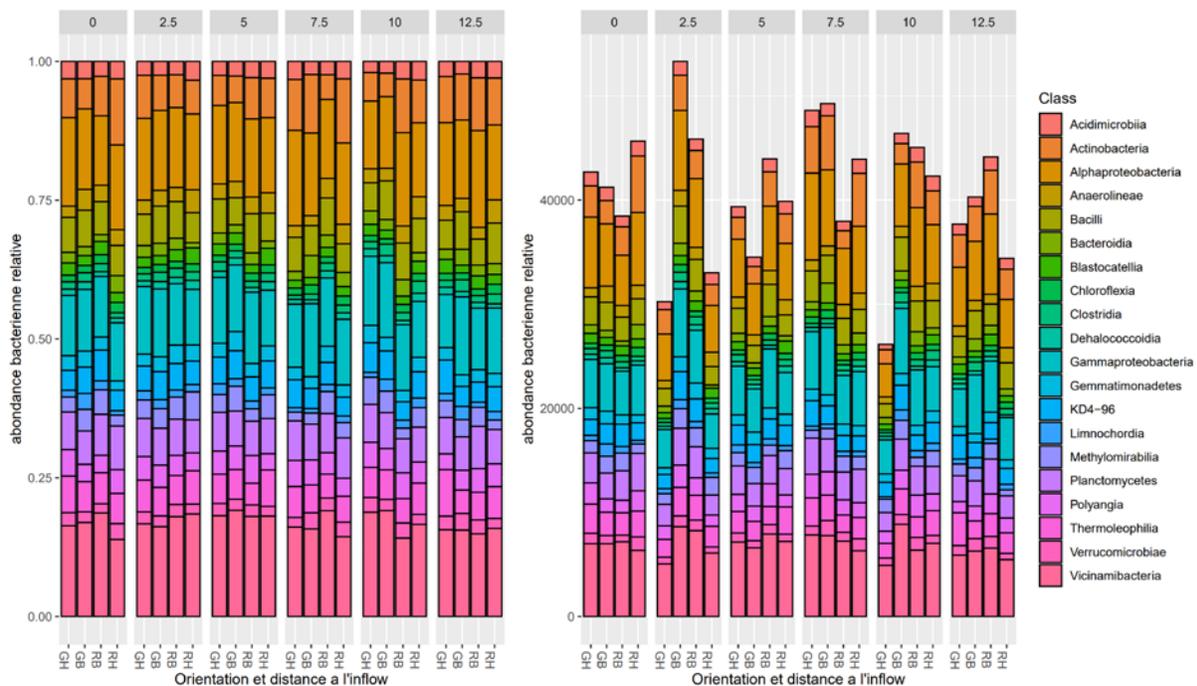


Figure 37. Diversité bactérienne (à la classe) et abondance relative (à gauche) ou absolue (en nombre de read (lectures)) relative (à droite) de la BR-4 en fonction de la distance à l'entrée d'eau (en m) et de l'orientation dans le bassin (GH : côté gazon en haut; GB : côté gazon en bas; RB : côté trottoir/route en bas; RH : côté trottoir/route en haut).

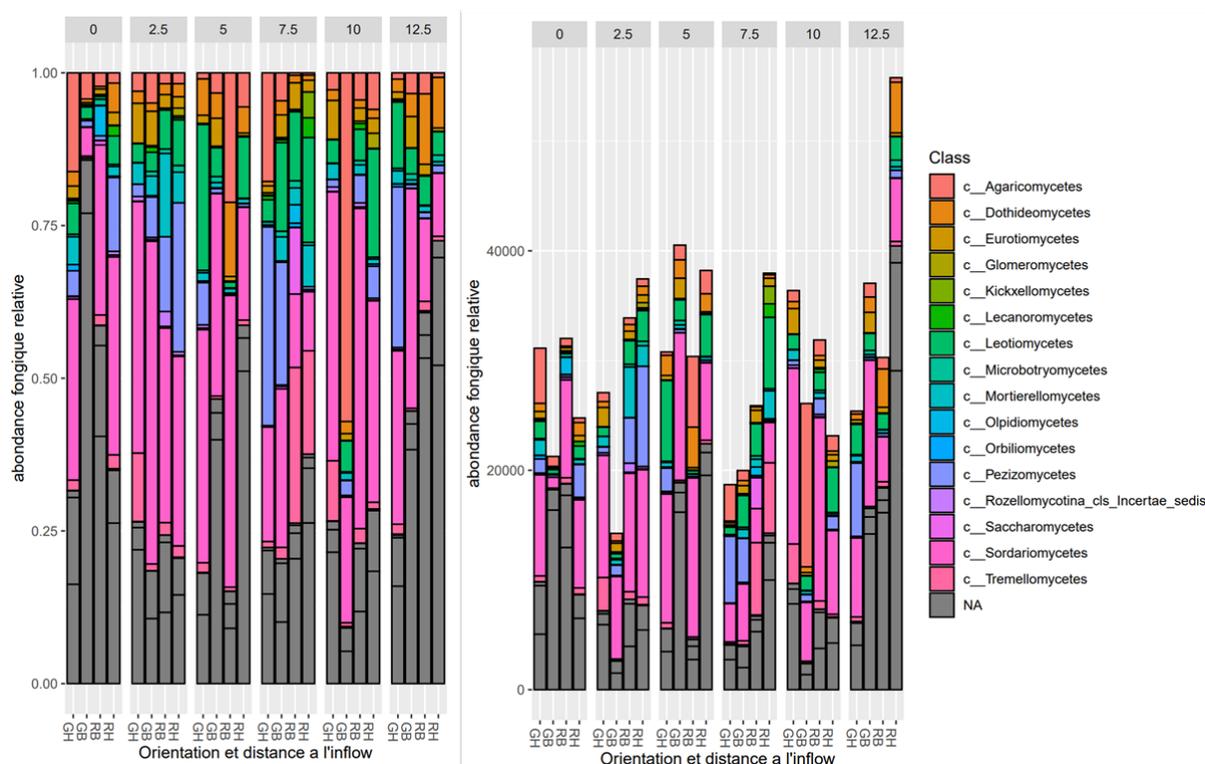


Figure 38. Diversité fongique (à la classe) et abondance relative (à gauche) ou absolue (en nombre de read) relative (à droite) de la BR-4 en fonction de la distance à l'entrée d'eau (en m) et de l'orientation dans le bassin (GH : côté gazon en haut; GB : côté gazon en bas; RB : côté trottoir/route en bas; RH : côté trottoir/route en haut).

4.7 Autres observations

L'entretien en 2018 ainsi qu'en 2019 était sous la responsabilité de l'entrepreneur ayant procédé à la plantation. Si l'équipe avait noté la présence de mauvaises herbes (ex. : *Typha angustifolia*, *Cyperus esculentus*, *Solidago gigantea*, *Chenopodium album*), de débris et de retailles de gazon dans certaines BR au courant de la première année de suivi, ces problèmes se sont atténués durant la deuxième saison. Les impacts de l'entretien hivernal de la rue (déneigement et utilisation de sel) pendant l'hiver 2018-2019 sur les BR ont été nombreux : bris de 2 tubes pour la caméra racinaire et mortalité de SA situées le long des trottoirs.

D'autres problèmes ont surgi lors de l'hiver 2019-2020 : les machineries de déneigement ont retiré la neige non seulement sur le trottoir, mais aussi sur le premier mètre à l'intérieur des BR. Ce manque de couverture neigeuse a pu réduire la survie des plantes à l'hiver, comme ce fut le cas pour les SA l'année précédente. De plus, nous avons remarqué que lors de l'épandage de sel par projection, la mixture (sel/sable) est projetée jusqu'à frapper l'ourlet de neige. Or comme celui-ci se situe à 1m à l'intérieur des BR cette année, la mixture sera retrouvée dans les BR au printemps. Nous avons aussi constaté un stockage de neige dans deux BR, soit dans la BR-4 par le déneigement de sa terrasse par un particulier, ainsi que dans la BR-6 par le déneigement du stationnement adjacent. Encore une fois, des rhizotrons ont été brisés lors des opérations de déneigement, mais heureusement, ils sont toujours utilisables.

En 2020, la ville a repris l'entretien des BR à sa charge. Les BR ont manqué d'entretien en début de saison, principalement à cause de la déclaration de la crise sanitaire liée au COVID-19, beaucoup d'adventices (principalement *Chenopodium album*) étaient présentes à ce moment-là. Notons que cette espèce est associée à des sols cultivés riches en azote (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, s.d.). L'entretien a repris normalement plus tard dans la saison. Les SA en bordure, malmenées durant l'hiver (manque de couverture neigeuse, épandage de sel de déglacage, encrassement par les machineries), n'ont pas repris en 2020. Cependant, quelques petits rejets de SA ont été observés.

La ville a elle-même fait un bilan des enjeux d'entretien qu'elle a rencontrés (Julien Saint-Laurent, communication personnelle):

- « L'entretien d'une infrastructure végétalisée d'une telle envergure nécessite des modifications aux procédures standards des villes. Ceci ne se fait pas sans soulever plusieurs problèmes. L'entretien des biorétentions a d'abord été tenté à l'interne par les horticulteurs de la Ville de Trois-Rivières. Malheureusement, cette première tentative s'est soldée par un échec dû à une combinaison de facteurs, dont le manque de personnel et la Covid-19. En effet, des absences pour maladies ont causé un manque d'effectif qui a fait en sorte que le 20% des espaces devant être entretenus à l'interne n'ont pas été entretenus convenablement. La rue Saint-Maurice a fait partie de ce 20%.
- La 2^e année d'entretien à la charge de la Ville a été réalisée à contrat. Le contrat général d'entretien paysager de la Ville, un contrat en banque d'heures, a été utilisé pour l'entretien des infrastructures de la rue Saint-Maurice. Encore une fois, cette solution n'a pas été optimale puisque le temps nécessaire alloué aux opérations sur cette rue n'a pas permis l'entretien complet des biorétentions. De plus, un manque de suivi contractuel a fait en sorte que des tronçons n'ont pas été entretenus jusqu'à ce que des plaintes de citoyens soient enregistrées via le service des requêtes.
- La Ville de Trois-Rivières cherche encore un modèle contractuel qui permettra d'entretenir convenablement ces infrastructures à un prix raisonnable.
- Après 5 ans, la survie de certaines espèces de végétaux semble précaires, particulièrement les iris versicolore. Par contre, la mortalité ne semble pas répartie uniformément sur toute la rue. Un suivi en juillet 2022 permettra de statuer sur l'état général des végétaux dans chacun des îlots.
- L'accumulation de sédiments dans les puisards avaloir de trottoir est semblable à l'accumulation dans les puisards d'autres rues.
- Aucun colmatage des conduites d'amenées et des grilles n'a été remarqué.
- Des suivis de perméabilité seront effectués les 25-26-27 mai 2022. »

5 Discussion et recommandations

5.1 Hydrologie

5.1.1 Performance des BR sur la quantité

Bien que les puisards de trottoir servent à collecter les eaux de ruissèlement, ils agissent également en tant que fosses à sédiments. Un tel système, lorsque conçu adéquatement, permet effectivement une sédimentation efficace (CSA W200). Prévoir un tel prétraitement lors de la conception est important pour les BR puisque ces dernières sont sujettes à un éventuel colmatage par les matières en suspension. Les puisards ont d'ailleurs été vidangés depuis le début du projet comme le prévoit la cédule d'entretien qui est d'une fois au 3 à 5 ans selon la ville (Julien St-Laurent, communication personnelle).

Les puisards prévus pour ce projet semblent toutefois de dimensions trop importantes pour bien remplir leur fonction. En effet, lors d'une mesure au terrain le 3 juillet 2020, la profondeur du puisard-avaloir de la BR4 était d'environ 1,3 m (voir Tableau 10 pour les hauteurs, les volumes et coûts des différents puisards). Puisque ces puisards ne sont pas étanches, en absence de précipitations, ils se vident rapidement et l'eau contenue à l'intérieur de ceux-ci s'infiltre alors dans le sol. Ainsi, lors de précipitations, il est nécessaire dans un premier temps que le puisard se remplisse avant que l'eau se déverse dans la BR. Il a été observé que durant les périodes plus sèches de l'année, particulièrement en été, de très fortes précipitations sont nécessaires pour que le puisard se remplisse suffisamment pour permettre à l'eau de se déverser dans la BR. De ce fait, celles-ci ne sont sollicitées que lors d'évènements de forte intensité, par exemple des orages, ou des évènements de très longue durée et très peu lors de pluies de plus faible intensité.

Tableau 10. Bilan des puisards.

ART	DESCRIPTION	QTÉ APPROX.	UNITÉ	PRIX UNITAIRE	MONTANT TOTAL	Aire (m ²)	Hauteur (m)	Volume (m ³)
4.3	Puisard							
4.3.1	Puisard de rue 600 mm (incluant raccordement)	66	unité	3 175,40 \$	209 576,40 \$	0,29	0,6	0,18
4.3.2	Puisard-avaloir de trottoir (incluant trop-plein raccordé à l'égout)	37	unité	3 959,30 \$	146 494,10 \$	0,37	1,0	0,37
4.3.3	Puisard d'infiltration 600 mm (incluant raccordement)	4	unité	4 818,00 \$	19 272,00 \$	0,29	0,3	0,09*

*Espace supplémentaire dans les conduites de PEHD

Plusieurs ouvrages recommandent la conception d'une fosse à sédiments ayant une profondeur de 300 mm, profondeur à laquelle un certain pourcentage est ajouté afin de prendre en compte l'accumulation de sédiments. Cette valeur est notamment recommandée dans le *Low Impact Development Guidelines - Module 2 Bioretention and Bioswales*, publié par la Ville de Calgary (2016), MPE Engineering Ltd. (2016), et Andrew J. Erickson (2019).

Le *guide de gestion des eaux pluviales* (MDDEP) (Rivard, 2011) recommande de concevoir les BR pour que leur surface corresponde à 5 à 10% de la surface de drainage. Par principe de précaution, la Ville de Trois-Rivières a opté pour l'utilisation d'un ratio de 25%. Le surdimensionnement des BR occasionne certains

problèmes de performance. Durant les nombreuses visites au terrain, aucune accumulation d'eau n'a été observée dans les BR. L'eau en provenance du puisard-avaloir de trottoir ne se disperse donc que très peu autour du drain. Il est probable que la section efficace de traitement ne se concentre que sur une section relativement limitée autour du point de déversement dans la BR. Un problème au niveau de la conductivité hydraulique du substrat pourrait également expliquer la raison pour laquelle l'eau ne s'accumule jamais en surface. On remarque également que la vidange est très courte, suggérant que la conductivité du substrat est plus élevée que ce qui était prévu à la conception. Notons que les résultats actuels ne semblent pas l'indiquer, mais les mesures de perméabilité prises hors projet devraient nous donner des informations à ce chapitre.

À titre d'exemple, le 8 juin 2021, un orage violent s'est abattu sur Trois-Rivières, laissant plus de 26 mm de précipitations en moins d'une heure (Environnement Canada, 2021). Durant cet événement, une équipe de Polytechnique était sur place pour réaliser un échantillonnage. À la fin de l'évènement, il a été constaté qu'il n'y avait toujours pas d'accumulation d'eau à l'intérieur des BR, alors qu'il y avait plusieurs inondations aux alentours du site. Ainsi, le surdimensionnement de la BR n'explique pas tous les problèmes puisqu'il aurait été attendu que cet événement extrême y génère une certaine accumulation d'eau.

5.1.2 Performance des BR sur la qualité

Métaux

À l'exception du manganèse, on remarque que l'enlèvement massif des métaux excède 80% pour les pluies du 26 mars et 26 juillet. Un enlèvement beaucoup plus faible est observé pour le manganèse, particulièrement pour la pluie du 26 mars. Toutefois, il convient de relativiser ce résultat puisque la portion de débit sortant de la BR attribuable aux eaux de ruissèlement n'a pas été retirée de l'hydrogramme. On remarque en effet pour la pluie du 26 juillet que cette correction augmente significativement le pourcentage d'enlèvement. Ce résultat pourrait indiquer que les eaux souterraines contribuent en proportion non négligeable aux charges de manganèse à la sortie. Ceci n'est pas surprenant étant donné que les concentrations en métaux, particulièrement en fer et manganèse, sont élevées dans la nappe phréatique (Figure 13 (c)). Les sels de déglacage peuvent aussi augmenter la solubilité des métaux lourds (Lange, Österlund, et al., 2020). Paus et al. (2014) a démontré que cette augmentation de la solubilité et de la mobilité pouvait causer un relargage de cadmium, cuivre et zinc. Dans notre cas, cette augmentation n'a pas été observée, mais il est probable qu'un processus similaire puisse se produire avec le manganèse. On remarque toutefois d'importants relargages de calcium, potassium et magnésium pour la pluie du 26 mars qui pourraient être dus à un déplacement de ces cations bases par le sodium du NaCl (Paus et al., 2014).

Phosphore

Les eaux de ruissèlement contiennent principalement du phosphore particulaire avec une faible concentration de phosphore soluble. L'enlèvement du phosphore soluble est moins élevé que celui du phosphore particulaire, ce dernier étant principalement retenu par filtration (Roy-Poirier et al., 2010). Le phosphore soluble est principalement éliminé par sorption dans les sols (Lefevre et al., 2015). Comme pour les métaux de transition, on remarque à partir de la pluie de 26 juillet que les charges en phosphore soluble provenant des eaux souterraines ne sont pas négligeables à la sortie.

Azote

On constate un important relargage sous forme de nitrates pour la pluie du 26 mars, avec un relargage d'azote total. Si les taux d'enlèvement d'azote pour la pluie du 26 mars indiquent que les eaux souterraines contribuent aux charges d'azote observées à la sortie, les concentrations en nitrates sont, elles, nettement supérieures à celles typiquement observées dans les eaux souterraines (Figure 13 (a)). Ce relargage d'azote peut s'expliquer par la nitrification dans les sols et par la grande mobilité des nitrates en tant qu'anion (Li & Davis, 2014) et par le fait que les plantes sont en dormance et donc ne peuvent contribuer à l'enlèvement des nitrates (Beral et al., à soumettre; Dagenais et al., 2018). Un meilleur enlèvement des nitrates que l'enlèvement actuel peut être obtenu en favorisant la dénitrification par la création de zones anoxiques, comme une zone submergée sous le drain (Zhang et al., 2021) ou par la végétation en saison de croissance. Voir les sections suivantes pour des propositions sur la réduction des apports initiaux d'azote par le biais de la matière organique contenue dans le substrat ou du paillis.

5.1.3 Recommandations

Les puisards de trottoir prévus au projet sont de dimensions trop importantes et empêchent régulièrement les eaux de ruissellement de se déverser dans la BR. Cette situation se produit surtout en été et en début d'automne, lorsque le niveau de la nappe est plus bas ou à la suite d'une période plus sèche. De plus, une portion significative de l'eau est collectée par les puisards de rue (vers l'égout pluvial) plutôt que par les puisards de trottoir (vers la BR).

La vidange de la BR est de très courte durée et durant l'année 2021, aucune accumulation d'eau n'y a été observée et ce, même à la suite d'un orage ayant laissé de très fortes accumulations d'eau le 8 juin 2021. Ceci pourrait être dû à une problématique au niveau de la perméabilité du substrat ou au surdimensionnement de la BR. Les données de perméabilité devraient nous permettre de trancher cette question.

La nappe phréatique semblait relativement haute à certaines époques de l'année et il y a évidence d'un débit de base provenant d'un captage des eaux de la nappe durant cette période. Cela peut expliquer la présence de certains polluants, notamment les NO_3 , PO_4 et Mn, dans les eaux sortant de la BR. Il est important de s'assurer d'implanter les BR dans des zones qui ne présentent pas ce genre de problèmes. Le niveau élevé de la nappe réduit également de façon significative le potentiel d'infiltration des eaux de ruissellement. Les normes prévoient d'éviter l'implantation dans de telles zones. Sinon, il faut incorporer lors de la conception une membrane qui empêche une infiltration dans la nappe phréatique. Dans ce cas, la BR ne sert qu'à la rétention temporaire et au traitement des eaux de ruissellement.

Les eaux souterraines présentent une concentration élevée pour certains contaminants, notamment l'azote, phosphore et certains métaux comme le Fe et le Mn. Aucune variabilité saisonnière significative de la qualité n'a été observée pour l'année 2021.

De plus, pour de futurs projets de suivi scientifique, il serait important de prévoir un accès au drain de sortie de la BR à partir d'un puisard de dimension suffisante pour qu'une personne puisse y accéder en cas de besoin. Dans le cas de ce projet, la petite dimension du puisard donnant accès aux drains des BR a constitué un obstacle majeur à l'installation d'instruments de mesure. L'ensemble des instruments requis pour mesurer les débits d'eau sortant des BR a dû être installé à partir de la surface, à plus de 2 m de profondeur. Même si ces derniers avaient été installés au moment de la construction, s'il advenait un problème au niveau de l'appareil, la maintenance serait très difficile, voire impossible, avec la configuration actuelle du site.

L'absence de prise de courant sur le site oblige l'utilisation d'appareils fonctionnant sur courant direct, avec des batteries. Il serait alors important de connaître, dès la conception, les instruments de mesure de débit prévus pour le suivi scientifique puisque l'utilisation d'un système fonctionnant sur batteries restreint fortement les options disponibles. Lorsqu'il n'est pas possible d'intégrer au projet un accès à une prise de courant standard, il est important de considérer que l'utilisation de batteries requiert de les entreposer sur le site, à proximité des instruments de mesure, et qu'il faut prévoir en faire la rotation. Il serait alors préférable de prévoir dès la conception l'installation d'une boîte sécurisée pour protéger le matériel du vol et du vandalisme.

L'utilisation d'échantillonneurs automatiques simplifie grandement les échantillonnages. Dans le cadre de ce projet, le suivi scientifique n'avait pas été initialement prévu pour permettre l'utilisation de tels appareils. Il a été néanmoins possible de les utiliser en adaptant le site légèrement pour permettre leur utilisation. L'utilisation d'échantillonneurs automatiques avec un système de mesure de débits intégré permet également de prélever des échantillons de type « flow weight » plutôt que « grab ». Les concentrations moyennes événementielles obtenues à partir d'échantillons de type « flow-weighted » sont généralement plus précises.

5.2 Substrat

Le surdimensionnement des biorétentions n'a pas permis de conclure de façon certaine à la trop grande perméabilité du substrat malgré la rétention d'eau négligeable observée dans ces dernières, même pendant de très fortes pluies. Il sera important de mesurer la perméabilité du substrat au cours de l'été 2022 comme prévu. Idéalement la conductivité hydraulique devrait être aussi mesurée afin de la comparer aux normes canadiennes (CSA, 2020). Ces résultats permettront d'ajuster la composition du substrat pour de futures biorétentions de façon à s'assurer de respecter ces normes soit lorsqu'on vise l'infiltration (75mm/h à 300mm/h) ou le traitement (25mm/h à 75mm/h) de l'eau de ruissèlement.

Les mesures de taux d'humidité comme de conductivité indiquent une variation dans les conditions de croissance des végétaux au sein des biorétentions. Ainsi le fond des biorétentions reste plus humide ce qui était attendu puisque cette zone est celle qui reste inondée pour de plus longues périodes. Par contre, les côtés pelouse-habitation sont plus secs. Ceci peut être justement lié à la présence de la pelouse dont les besoins en eau sont plus élevés que celles d'autres végétaux (Runfola et al., 2013; Wynne & Devitt, 2020).

La conductivité du substrat est plus importante en bord de trottoir qu'en bord de rue sans égard à la distance de l'arrivée d'eau. Cela laisse supposer que l'épandage de sels sur les trottoirs, par la ville et les particuliers ou la projection de sels lors de l'épandage, est davantage responsable de la salinité du substrat que l'eau saline provenant de la rue. Il faut tout de même noter que les valeurs actuelles restent en deçà des valeurs maximales de 3,5 mS/cm recommandées pour les substrats de culture ce qui explique que nous n'avons pas observé d'effets sur les végétaux (Bureau de normalisation du Québec, 2019).

Toutes ces informations doivent être prises en considération lors de la conception des biorétentions et de l'entretien et du déneigement autour des biorétentions.

Le substrat a évolué au cours des 3 années de suivi. Comme mentionné, le pH a augmenté ce qui peut être dû à la présence de sels de déverglaçage. Le pH de 7,3 reste neutre, mais une augmentation de ce dernier pourrait causer des problèmes de croissance aux végétaux, car certains nutriments (ex. :

potassium) deviennent moins disponibles à pH plus élevé. De même, certains éléments problématiques pour la qualité de l'eau tels que le phosphore ou le manganèse deviennent moins disponibles à pH plus élevé donc moins solubles dans les eaux de ruissèlement (Barry et Weil, 2017). Nous n'avons pas observé de carences ce qui laisse supposer que le sol présente de bonnes conditions de croissance pour les végétaux.

L'augmentation de la teneur en matière organique probablement due à la décomposition du BRF en revanche pourrait expliquer l'augmentation de la concentration en azote et en phosphore total ainsi que le relargage de nitrate observé lors d'une pluie de début de printemps (26 mars) par l'équipe de Polytechnique.

5.2.1 Recommandations

Les deux substrats utilisés convenaient aux espèces étudiées. Toutes ont démontré une très bonne croissance de façon générale. Cependant, des analyses de sol effectuées chaque printemps permettraient de prévenir les problèmes potentiels tant en termes de carences de nutriments que de saturation potentielle en certains polluants.

La conductivité hydraulique du substrat des futures biorétentions devra répondre aux spécifications de la ville et aux normes canadiennes pour atteindre les performances visées.

Même si la conductivité électrique du substrat ne posait pas problème pour l'instant, il sera important de réguler l'épandage de sel sur les trottoirs et par les particuliers pour réduire les apports non prévus de sels de déverglaçage. Des campagnes de sensibilisation et d'éducation pourraient être menées auprès des citoyens. Des solutions alternatives à l'épandage de sels sur les trottoirs ou un épandage plus ciblé pourraient être testées.

5.3 Paillis

Le rôle du paillis du Bois Raméal Fragmenté (BRF) dans la biorétention n'a pu être étudié. Il ne restait pas assez de paillis après les trois années de suivi pour en prélever des échantillons suffisants pour en effectuer l'analyse.

L'utilisation de paillis serait bénéfique pour le traitement des eaux de ruissèlement. Certains éléments seraient retenus ou absorbés par le paillis : hydrocarbures (Hong et coll., 2006), MES et éléments traces métalliques ou métaux tels que Zn, Pb, Cu sont aussi retenus par le paillis (Simcock et coll., 2013; Muthanna et coll., 2007).

Dans la présente étude, la décomposition rapide du 10 cm de paillis en 4 ans a possiblement réduit les bénéfices potentiels énumérés plus haut et a accru la possibilité de contribution au relargage de l'azote par les biorétentions surtout en période de dormance de la végétation. En effet, le BRF est un amendement de sol contribuant à l'apport de nutriments nécessaires à la croissance des végétaux. À titre d'exemple, l'addition de BRF au taux de 600m³/ha dans des loams sableux à Sainte-Brigitte-des-Saults en 1993-1994 avait résulté en une augmentation significative du carbone et de l'azote total, du zinc et d'hyphes de champignons la seconde année après l'application (Lalande et al., 1998).

5.3.1 Recommandations

Un ajout annuel de paillis permettrait de réduire la présence des adventices, de maintenir l'humidité du substrat en période de sécheresse, de s'assurer d'un apport constant et contrôlé de matière organique et

de nutriment, et d'absorber certains polluants (MES, hydrocarbures, éléments traces métalliques). Il peut constituer une source de carbone utile pour les bactéries dénitrifiantes et favoriser l'immobilisation temporaire d'azote par les microorganismes qui le décomposent. Il faudrait analyser ce paillis avant et après une saison de façon à évaluer son absorption de polluants ce qui n'a pu être fait pendant cette étude. Certains paillis peuvent aussi constituer des sources de certains métaux. L'apport de paillis dans les sections où la couverture végétale est très dense sera moins requis pour contrôler les adventices, mais peut présenter les autres bénéfices décrits plus haut. Le choix d'un paillis présentant un rapport carbone sur azote plus élevé (plus résistant à la décomposition) que le BRF réduirait la possibilité d'un apport excessif de nutriment notamment d'azote et d'un relargage de nitrate (McPhillips et al., 2018).

5.4 Végétaux

Comme les biorétentions étaient toutes plantées et différaient par de nombreux facteurs (substrats, orientation, composition végétale, dimension, rapport surface drainée/surface de biorétention) nous n'avons pu comparer les performances des biorétentions avec ou sans végétaux ou évaluer les performances hydrologiques ou d'amélioration de la qualité de l'eau attribuables à telle ou telle espèce. Par contre, il nous était possible de comparer la croissance des espèces dans une certaine mesure. Cependant, il faut également souligner que les biorétentions étaient plantées depuis 2018 seulement et que le suivi ne s'est effectué que sur 3 ans. Il sera évidemment intéressant de suivre les végétaux à plus long terme pour évaluer leur performance, de même que l'impact de la compétition accrue entre ceux-ci. La performance relative des espèces pourrait alors changer. En effet, dans une expérience réalisée avec des JE faiblement et densément plantés, les premiers présentaient une meilleure croissance en colonne et un meilleur enlèvement du nitrate que les derniers (Muerdter et al., 2020). Un tel suivi n'a pas été prévu pour l'instant. Enfin, il est également important de garder en tête que les biorétentions étudiées présentaient des particularités dues notamment à leur surdimensionnement, à la faible alimentation en eau de ruissellement et à la hauteur de la nappe phréatique à certaines périodes de l'année. Par conséquent l'environnement dans lequel s'est trouvée la végétation n'était pas typique de celui de biorétentions conçues selon les normes généralement en vigueur (CSA, 2018).

L'espèce la plus performante en termes de croissance (nombre de feuilles, biomasse foliaire, surface foliaire maximale et indice de surface foliaire) est la seule espèce arbustive incluse dans le suivi soit *Cornus sericea* (CS). Bien qu'ayant cru continuellement pendant les trois premières années, CS semble avoir atteint la taille attendue pour le cultivar 'Arctic Fire' soit 1,3m X 1,3m selon les informations présentées dans le site (quebec-horticole.ca, 2022). Peu d'études sur les biorétentions ont inclus des espèces ligneuses, car elles requièrent plus d'espace et plus de temps pour se développer ce qui complique la tenue des expériences à court terme normalement subventionnées par les organismes. Cependant, lorsqu'adaptées au milieu des biorétentions, leurs croissance et surface foliaire importantes pourraient être un atout à la fois pour la réduction des volumes et donc des charges polluantes de même que pour une séquestration plus pérenne des nutriment dans les tissus ligneux (Payne et al., 2014). Cela même si dans notre cas, la teneur en nutriment et polluant des tissus ligneux n'était pas plus élevée que celle des feuilles. Une expérience a été réalisée en Caroline du Nord comparant la séquestration de nutriment chez des espèces ligneuses (arbres et arbustes) et herbacées recevant une eau fortement chargée en nutriment. Les auteurs avaient conclu qu'un arbre *Betula nigra* séquestrait plus de N et P par spécimen et par superficie de canopée. Par contre, la séquestration par unité de surface était plus importante chez des herbacées, dans ce cas *Panicum virgatum* and *Helenium angustifolius*. De plus, si le coût de l'enlèvement de nutriment par unité de surface était pris en compte, trois espèces se démarquaient soit PV, *Panicum* 'Shenandoah', et *Eutrochium maculatum* (syn. *Eupatorium maculatum*) 'Gateway'. Il faut préciser que les espèces herbacées sont moins chères à l'achat, plus faciles à entretenir et se développent

plus rapidement. Ces résultats illustrent le fait qu'il est important d'identifier les objectifs poursuivis à court et long terme dans les biorétentions afin de choisir des espèces en conséquence (Turk et al., 2017a).

L'inclusion d'espèces ligneuses aux racines de plus large diamètre est souvent préconisée pour maintenir le taux d'infiltration du substrat (Payne et al., 2018). Il semble que la réalité soit plus complexe. Dans une étude en colonnes de 2002, CS avait éprouvé plus de problèmes de croissance que les hémérocalles (*Hemerocallis* sp.) ou le Panic raide (*Panicum virgatum*). L'infiltration de l'eau dans les colonnes plantées de CS avait décru avec le temps et causait alors une stagnation néfaste pour les racines selon les auteurs (L. Culbertson & Hutchinson, 2004). Dans les expériences en serre, nous avons effectivement constaté qu'une densité racinaire élevée pouvait nuire à la vitesse d'infiltration de l'eau en mésocosmes. Cette augmentation du temps de rétention peut cependant contribuer autant à améliorer l'enlèvement de certains polluants que nuire à l'atteinte d'une infiltration de l'eau de ruissèlement en surface suffisante pour respecter les taux d'infiltration recommandés (Beral et al., To be submitted). Nous n'avons pas constaté ce problème dans les biorétentions de Trois-Rivières.

Quant aux autres espèces, la plus performante variait selon les indicateurs. Aussi, la seconde espèce la plus performante en termes de croissance était JE, une espèce tolérante l'humidité, communément utilisée dans les biorétentions en climat tempéré (Muerdter et al., 2020). Les SA, de petite taille, présentaient un indice de surface foliaire élevé. Cela pourrait constituer un atout pour accroître la transpiration donc la réduction des volumes. Cependant, il faut ajouter que certains auteurs prétendent qu'une plantation en forte densité d'espèces herbacées pourrait contribuer à l'évapotranspiration (ET). Pourtant, des expériences semblent indiquer qu'une densité élevée pourrait au contraire réduire l'ET (Muerdter et al., 2020; Muerdter et al., 2018). De plus, une densité plus élevée peut augmenter l'ombrage de la surface du sol et réduire l'évaporation à partir de ce dernier. Dans tous les cas, des plantes à fort potentiel d'ET devraient être privilégiées en fond de biorétention. Or nos expériences en serre semblent indiquer que SA ne serait pas adaptée à une situation partiellement inondée et donc ne pourrait être utilisée en fond de biorétention (Beral et al., To be submitted).

Aucune espèce ne s'est distinguée en termes d'assimilation de nutriments dans ses parties foliaires. En revanche, JE a accumulé certains métaux : Cd, Cu et surtout Zn. Cette espèce n'a pas été recensée comme présentant de l'intérêt à ce chapitre dans les études précédentes (Muerdter et al., 2018). Bien que CS et SA aient accumulé du Na dans leurs tissus, suggérant une contamination par les sels de déglacage, ce taux n'était pas suffisant pour provoquer un retard de croissance ou même un stress hydrique visible.

La croissance des végétaux entre les deux substrats différait légèrement entre année et entre espèce, aucun substrat ne se démarquant en cette matière. Cela n'est pas surprenant puisque la composition du substrat local était très similaire à celle du substrat commercial.

Bien que certaines études indiquent que certains végétaux normalement plantés dans les villes présenteraient une croissance réduite dans les biorétentions (Beral et al., 2021; Tirpak et al., 2018; Turk et al., 2017b), les espèces plantées dans les biorétentions étudiées ont présenté une bonne croissance, et ce, malgré des périodes de sécheresse prolongées pendant les périodes de croissance en 2019 (juillet août) et en 2020 (mai-juin-juillet). Cependant, nous n'avons pas comparé cette croissance avec celle de spécimens des mêmes espèces en contexte de plantation « normal » en milieu urbain soit dans des plates-bandes, des parcs et autres sites de plantations d'espèces végétales ornementales dans les villes. Même les espèces réputées de milieux plus humides comme les iris versicolores (Aiglon-Indigo, s.d.) se sont bien comportées malgré la sécheresse. L'explication de ce phénomène réside peut-être dans la profondeur des systèmes racinaires observée chez toutes les espèces suivies, qui peut-être atteindrait la nappe

phréatique. En effet, les espèces étudiées avaient colonisé toutes les strates du substrat visible par les tubes des rhizotrons destinés à l'insertion de la caméra racinaire (soit la profondeur de 50, 60 ou 70 cm selon les biorétentions) dès la première année. Les rhizotrons s'arrêtant à la limite entre le substrat et le sable sous-jacent, il nous est impossible de savoir si les racines des végétaux avaient accès à cette couche et peut-être à la nappe phréatique si celle-ci était peu profonde. Extraire le système racinaire d'un spécimen permettrait d'alimenter cette hypothèse, mais cela aurait nuit à l'apparence des biorétentions et aurait pu modifier l'hydrologie du système qui était encore à l'étude.

5.4.1 Recommandations

La plantation d'espèces arbustives avec les espèces herbacées semble avantageuse. Elle permettrait la séquestration de nutriments dans les parties ligneuses de ces espèces, leur superficie foliaire importante encouragerait une bonne transpiration. Des tailles partielles permettraient de maintenir la visibilité pour les automobilistes et les piétons et de retirer une partie des nutriments séquestrés.

Le suivi attentif de l'état sanitaire des végétaux permet de repérer rapidement des problèmes de maladies ou de ravageurs qui peuvent être minimisés en mettant œuvre de bonnes pratiques horticoles. Ainsi, le rabattement des parties aériennes de certaines espèces herbacées à l'automne peut être une bonne stratégie pour l'enlèvement des nutriments et la réduction de certains problèmes phytosanitaires (ex : IV et JE). Mais cette pratique doit être mise à l'épreuve avant d'être appliquée (hauteur et moment de la coupe), car elle peut être moins tolérée par certaines espèces ou à certaines périodes (ex. : SA à l'automne).

Il faut s'assurer de la qualité phytosanitaire des végétaux plantés lors de la livraison ou sinon faire des inspections assez fréquentes pour retirer les parties infectées par des pathogènes tels que la rouille de l'iris. Cette pratique permet de limiter les infections subséquentes (Gould, 2015). L'impact de la densité de plantation sur la performance des biorétentions, sur l'état phytosanitaire des végétaux (maladies de feuillages et ravageurs), sur la présence d'adventices et sur l'aspect esthétique des biorétentions serait intéressant à étudier de façon à établir un taux de plantation optimal.

Les espèces plantées en bordure de trottoir peuvent être endommagées lors du déneigement. Il conviendrait de signaler plus précisément le pourtour de la biorétention aux équipes de déneigement.

Il n'a pas été possible de lier la performance des végétaux à la performance des biorétentions étant donné le design varié de ces dernières et la présence de multiples espèces dans chacune d'elles. Il serait opportun de prévoir des projets pilotes comportant des monocultures. Cela permettrait de tirer des conclusions plus généralisables et donc applicables à d'autres contextes (ex.: d'autres municipalités). Les expériences en situation contrôlée (mésocosmes en serre) sont également nécessaires à cet égard. Comme les municipalités préfèrent des compositions végétales variées, il serait aussi intéressant d'évaluer l'impact de la diversité végétale et de différentes structures de végétation (Francoeur et al., 2021) sur la performance des biorétentions et sur la résilience des aménagements en situation de projet pilote comportant un nombre suffisant de réplicats et en serre.

La relation entre la conductivité hydraulique du substrat, l'enlèvement de certains polluants et la croissance des végétaux devrait être étudiée.

6 Conclusion générale

Les projets de recherche de partenariat entre municipalités et universités sont riches d'enseignement pour les toutes les parties. Il serait utile de prévoir des modalités de poursuite des discussions plus étroites entre universités et municipalités pour bonifier et mettre en pratique les recommandations issues du rapport. Or il faudrait réfléchir à des modes de gouvernance et de financement post-projet qui permettent cette collaboration après projet sans poids indu pour la municipalité ou les universités.

6.1 Conclusions relatives au suivi expérimental hydrologique et de qualité de l'eau

Le suivi des mesures de débits en continu d'une des cellules de biorétention durant l'année 2021 a permis de mettre en évidence la contribution des cellules de BR à l'hydrologie du secteur d'étude. Une modélisation du secteur sur SWMM révèle également que les BR peuvent contribuer à réduire de façon importante les débits de pointe ainsi que les volumes de ruissèlement. De plus, les résultats de la campagne d'échantillonnage durant l'année 2021 montrent de bonnes performances quant à l'enlèvement de contaminants typiques dans les eaux de ruissèlement, autant lors de la saison estivale que lors du dégel.

Les résultats ont également mis en lumière certaines problématiques reliées au dimensionnement, particulièrement en lien avec un surdimensionnement de la surface des biorétentions et avec la taille des puisards de trottoir. À ce sujet, ce rapport comprend diverses recommandations qui permettraient d'optimiser le fonctionnement de futures biorétentions. De plus, les résultats ont mis en évidence un captage d'eau de la nappe phréatique, un phénomène qui n'est généralement pas souhaitable en raison de la réduction du potentiel d'infiltration depuis la BR.

Bien qu'une amélioration générale de la qualité des eaux de ruissèlement ait été observée à l'exutoire pour la plupart des contaminants, les résultats montrent qu'un important relargage d'azote accompagné de concentrations importantes à l'exutoire peuvent être observées, principalement lors du dégel. Les performances d'enlèvement des métaux semblent également être corrélées avec la saison, alors qu'une diminution de l'enlèvement a été observée pour certains lors du dégel, principalement pour le manganèse.

Les facteurs expliquant le relargage de métaux restent encore mal compris et de futures recherches sont nécessaires pour mieux comprendre et établir des recommandations afin de limiter cet impact. Le grand projet de la rue Saint-Maurice constitue un des premiers projets de cette envergure pour des BR construites sous un climat hivernal et démontre néanmoins que ces systèmes offrent des perspectives intéressantes pour la gestion des eaux pluviales au Québec.

6.2 Conclusions relatives au substrat, au paillis et aux végétaux

Les substrats utilisés ont permis une bonne croissance des végétaux au cours des trois années de suivi malgré la sécheresse et l'apport de sels de déglacage dans certaines sections des biorétentions. En fait, les problèmes phytosanitaires ont eu plus d'impact que les eaux de ruissèlement ou le type de substrat sur les végétaux. Cet aspect doit être pris en compte dans le choix des végétaux. Un suivi régulier de ces derniers par la suite est souhaitable. Le paillis doit être choisi avec soin pour éviter un apport trop important de nutriments tout en maintenant les bénéfices attendus de ce dernier. L'ajout d'espèces

arbustives ou arborescentes ou une composition végétale à fort indice de surface foliaire dans les biorétentions permettrait d'accroître la contribution de la transpiration végétale à la réduction des volumes. Enfin, il est également important de rappeler que dans le contexte de ce projet, les biorétentions étudiées présentaient des particularités dues notamment à leur surdimensionnement, à la faible alimentation en eau de ruissèlement et à la hauteur de la nappe phréatique à certaines périodes de l'année. Par conséquent l'environnement dans lequel s'est trouvée la végétation n'était pas typique de celui de biorétentions conçues selon les normes. Cette situation pourrait réduire la généralisation des résultats à d'autres biorétentions.

Le projet a mis en lumière un ensemble de sujets sur lesquels il serait utile d'effectuer de la recherche additionnelle.

Le projet a mis en évidence le rôle important du BRF, mais il serait important d'évaluer son apport en nutriments et parfois en d'autres éléments dans le substrat.

Poursuivre les travaux sur les critères de choix de végétaux (traits fonctionnels) pour les biorétentions, en prenant en compte le fait que différentes situations existent au sein des biorétentions et peuvent requérir des espèces aux traits fonctionnels différents. Cela reste une priorité pour guider les municipalités dans le choix des végétaux. Un suivi des végétaux d'un grand nombre de biorétentions existantes permettrait aussi de cibler les espèces les mieux adaptées aux biorétentions.

Une étude sur les rapports entre la densité de plantation et la performance des biorétentions permettrait de préconiser une densité de plantation optimale pour certains types d'espèces et pour obtenir une évapotranspiration optimale du système et de prévoir des éclaircissements d'entretien lorsque nécessaire.

L'ajout d'une strate arbustive voire arborescente peut contribuer à augmenter l'évapotranspiration de la biorétention donc la réduction des volumes, mais cette stratégie devrait être étudiée et comparée à une simple augmentation de la densité des espèces herbacées. Il faudra tenir compte du fait que l'étude devra se faire à plus long terme puisque les espèces ligneuses mettront plus de temps à s'établir. Des modélisations effectuées par Glorieux (2010) pourraient servir de point de départ à cette étude.

La réduction des îlots de chaleur est un argument fréquemment employé pour justifier l'ajout de biorétentions dans une perspective d'adaptation aux changements climatiques. Une étude sur la performance réelle des biorétentions à cet égard dans le climat québécois devrait être entreprise. La comparaison entre des plantations comportant espèces arbustives/arborescentes et herbacées ou espèces herbacées seulement serait aussi utile (Yavari et al., 2021) pour déterminer si l'ajout d'espèces arbustives et arborescentes nuit ou augmente la réduction des volumes et améliore ou non la résilience des aménagements à la sécheresse dans un contexte de biorétention.

7 Références

- Abarenkov, K.; Zirk, A.; Piirmann, T.; Pöhönen, R.; Ivanov, F.; Nilsson, R. H.; Kõljalg, U. (2021): UNITE general FASTA release for Fungi 2. UNITE Community. 10.15156/BIO/1280089
- Aiglon-Indigo. (s.d.). *Produits*. Aiglon Indigo. <https://www.aiglonindigo.com/catalogue>
- Andrew J. Erickson, M. A. H. (2019). *Capture of Gross Solids and Sediments by Pretreatment Practices for Bioretention*, project report no 586, University of Minnesota Water Resource Center, Minnesota Stormwater Research Council, Anoka Conservation District .
file:///Users/danielledagenais/Downloads/pr586.pdf
- Al-Ameri, M., Hatt, B., Le Coustumer, S., Fletcher, T., Payne, E., Deletic, A. (2018). Accumulation of heavy metals in stormwater bioretention media: A field study of temporal and spatial variation. *J. Hydrol.* <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.027>
- Barrett, M.E., Limouzin, M., Lawler, D.F., 2013. Effects of Media and Plant Selection on Biofiltration Performance. *J. Environ. Eng.* 139, 462–470. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000551](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000551)
- Barringer, T.H., Reiser, R.G., Price, C.V. (1994). Potential Effects of Development on Flow Characteristics of Two New Jersey Streams1. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 30, 283–295. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1994.tb03291.x>
- [Barry, R. et Weil, R. 2017. The Nature and Properties of Soils. Pearson Education Limited, Harlow, England.](#)
- Bastviken, D., Thomsen, F., Svensson, T., Karlsson, S., Sandén, P., Shaw, G., Matucha, M., Oberg, G. 2007. [Chloride retention in forest soil by microbial uptake and by natural chlorination of organic matter.](#) *Geochimica et Cosmochimica Acta* – 71 (13): 3182-3192. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2007.04.028>
- Bennett, J. A., & Klironomos, J. (2019). Mechanisms of plant–soil feedback: interactions among biotic and abiotic drivers [<https://doi.org/10.1111/nph.15603>]. *New Phytologist*, 222(1), 91-96. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/nph.15603>
- Beral, H., Abdelrahman, M., Belle-Isle, V., Boivin, P., Brisson, J., S., D., & Dagenais, D. (2019). *Performances des infrastructures vertes de gestion des eaux pluviales (IVGEP) pour la réduction du ruissèlement urbain et pour la protection des sources d'eau potable en climat actuel et futur. Projet #551021. Rapport d'étape no1. 13.* .
- Beral, H., Dagenais, D., Brisson, J., & Kõiv-Vainik, M. (To be submitted). Impacts of plant species on the performance of bioretention cells *Water Research (to be confirmed)*.
- Beral, H., Doucet, S., Boivin, P., Brisson, J., S., D., & Dagenais, D. (2021). *Performances des infrastructures vertes de gestion des eaux pluviales (IVGEP) pour la réduction du ruissèlement urbain et pour la protection des sources d'eau potable en climat actuel et futur. Rapport d'étape 3.*
- Blecken, G.-T., Marsalek, J., Viklander, M., (2011). Laboratory Study of Stormwater Biofiltration in Low Temperatures: Total and Dissolved Metal Removals and Fates. *Water, Air, Soil Pollut.* 219, 303–317. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0708-2>
- Blomqvist, G., 1998. Impact of De-icing Salt on Roadside Vegetation. VTI rapport 427A – 1998. Swedish National Road and Transport Research Institute. 36 p. +annexes
- Brady, Nyle C. et R. R. Weil. 2017. *The Nature and Properties of Soils*. Upper Saddle River, New Jersey : Prentice Hall. 960 p.
- Bouattour, O. (2021). Caractérisation de l'impact de cellules de biorétention sur la qualité et la quantité des eaux pluviales à Trois-Rivières, Québec (Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal). Tiré de <https://publications.polymtl.ca/9184/>

- Brown, R.A., Hunt, W.F., 2011. Underdrain Configuration to Enhance Bioretention Exfiltration to Reduce Pollutant Loads. *J. Environ. Eng.-Asce* 137, 1082–1091. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000437](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000437)
- Bureau de normalisation du Québec. (2019). *Aménagement paysager à l'aide de végétaux* (2e édition. ed.). Bureau de normalisation du Québec.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: High-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature methods*, 13(7), 581-583.
- Cekstere, G., Osvalde, A., Nikodemus, O., (2010). Influence of De-Icing Salt on K Supply and Street Trees Ecological Status in Riga, Latvia, in: Rauch, S., Morrison, G.M., Monzón, A. (Eds.), *Highway and Urban Environment*, Alliance for Global Sustainability Bookseries. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 337–345. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3043-6_36
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. S.d. *Chenopode blanc*, Iriis phytoprotection, <https://www.iriisphytoprotection.qc.ca/Fiche/MauvaiseHerbe?imageId=5151>
- Chahal, M. K., Shi, Z., & Flury, M. (2016). Nutrient leaching and copper speciation in compost-amended bioretention systems. *Science of The Total Environment*, 556, 302-309. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.125>
- Chen, T., Liu, Y., Zhang, B., Sun, L. (2019). Plant rhizosphere, soil microenvironment, and functional genes in the nitrogen removal process of bioretention. *Environ. Sci. Process. Impacts* 21, 2070–2079. <https://doi.org/10.1039/C9EM00296K>
- Chen, X.L., Peltier, E., Sturm, B.S.M., Young, C.B. (2013). Nitrogen removal and nitrifying and denitrifying bacteria quantification in a stormwater bioretention system. *Water Res.* 47, 1691–1700. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.12.033>
- Comeau, Y., Brisson, J., Réville, J. P., Forget, C., & Drizo, A. (2001). Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 44(11-12), 55-60. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0809>
- Conseil canadien des normes (CSA). (2019). *Conception des systèmes de biorétention*. Toronto, Ontario: Association canadienne de normalisation
- Dagenais, D., Brisson, J., & Fletcher, T. D. (2018). The role of plants in bioretention systems; does the science underpin current guidance? *Ecological Engineering*, 120, 532-545.
- Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H., Minami, C. (2006). Water quality improvement through bioretention media: Nitrogen and phosphorus removal. *Water Environ. Res.* 284–293.
- Davis, A.P., Traver, R.G., Hunt, W.F. (2010). Improving Urban Stormwater Quality: Applying Fundamental Principles. *J. Contemp. Water Res. Educ.* 146, 3–10. <https://doi.org/10.1111/j.1936-704X.2010.00387.x>
- Davis, L., Sumner, M., Stasolla, C., Renault, S. (2014). Salinity-induced changes in the root development of a northern woody species, *Cornus sericea*. *Botany* 92, 597–606. <https://doi.org/10.1139/cjb-2013-0272>
- Dawson, R.N., Murphy, K.L., 1972. The temperature dependency of biological denitrification. *Water Res.* 6, 71–83. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(72\)90174-1](https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90174-1)
- Denich, C., Bradford, A., 2010. Estimation of Evapotranspiration from Bioretention Areas Using Weighing Lysimeters. *J. Hydrol. Eng.* 15, 522–530.
- Denich, C., Bradford, A., & Drake, J. (2013). Bioretention: assessing effects of winter salt and aggregate application on plant health, media clogging and effluent quality. *Water Quality Research Journal*, 48(4), 387-399. <https://doi.org/10.2166/wqrjc.2013.065>
- DiBlasi, C.J., Li, H., Davis, A.P., Ghosh, U. (2009). Removal and Fate of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Pollutants in an Urban Stormwater Bioretention Facility. *Environ. Sci. Technol.* 43, 494–502. <https://doi.org/10.1021/es802090g>

- Dusza, Y., Barot, S., Kraepiel, Y., Lata, J.-C., Abbadie, L., & Raynaud, X. (2017). Multifunctionality is affected by interactions between green roof plant species, substrate depth, and substrate type [<https://doi.org/10.1002/ece3.2691>]. *Ecology and Evolution*, 7(7), 2357-2369. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.2691>
- Earth Microbiome Project [WWW Document], 2022. . Earth Microbiome Project. URL <https://earthmicrobiome.org/> (accessed 2.23.22).
- Endreny, T., Burke, D.J., Burchhardt, K.M., Fabian, M.W., Kretzer, A.M. (2012). Bioretention Column Study of Bacteria Community Response to Salt-Enriched Artificial Stormwater. *J. Environ. Qual.* 41, 1951–1959. <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0082>
- Equiza, M.A., Calvo-Polanco, M., Cirelli, D., Señorans, J., Wartenbe, M., Saunders, C., Zwiazek, J.J. (2017). Long-term impact of road salt (NaCl) on soil and urban trees in Edmonton, Canada. *Urban For. Urban Green.* 21, 16–28. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.003>
- Erickson, A.J., Weiss, P.T., Gulliver, J.S. (2013). Impacts and Composition of Urban Stormwater, in: *Optimizing Stormwater Treatment Practices*. Springer New York, New York, NY, pp. 11–22. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-4624-8_2
- Eriksson, E., Baun, A., Mikkelsen, P.S., Ledin, A. (2004). Selected stormwater priority pollutants (SSPP) – Introduction and database.
- Faulwetter, J.L., Burr, M.D., Parker, A.E., Stein, O.R., Camper, A.K. (2013). Influence of Season and Plant Species on the Abundance and Diversity of Sulfate Reducing Bacteria and Ammonia Oxidizing Bacteria in Constructed Wetland Microcosms. *Microb. Ecol.* 65, 111–127. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0114-y>
- Fay, L., Shi, X. (2012). Environmental Impacts of Chemicals for Snow and Ice Control: State of the Knowledge. *Water. Air. Soil Pollut.* 223, 2751–2770. <https://doi.org/10.1007/s11270-011-1064-6>
- Feng, W., Hatt, B.E., McCarthy, D.T., Fletcher, T.D., Deletic, A. (2012). Biofilters for Stormwater Harvesting: Understanding the Treatment Performance of Key Metals That Pose a Risk for Water Use. *Environ. Sci. Technol.* 46, 5100–5108. <https://doi.org/10.1021/es203396f>
- Ferguson, B.K., Suckling, P.W. (1990). CHANGING RAINFALL-RUNOFF RELATIONSHIPS IN THE URBANIZING PEACHTREE CREEK WATERSHED, ATLANTA, GEORGIA. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 26, 313–322. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1990.tb01374.x>
- Financière Agricole du Québec. 2021. État des cultures au Québec 2020. Gouvernement du Québec. <https://www.fadq.qc.ca/salle-de-presse/bulletins-dinformation/etat-des-cultures/2021/etat-des-cultures-au-quebec-2020/>
- Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water J.* 12, 525–542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- Foulquier, A., et al. (2009). Thermal influence of urban groundwater recharge from stormwater infiltration basins. *Hydrological Processes* 23(12): 1701-1713.
- Francoeur, X. W., Dagenais, D., Paquette, A., Dupras, J., & Messier, C. (2021). Complexifying the urban lawn improves heat mitigation and arthropod biodiversity. *Urban Forestry & Urban Greening*, 60, 127007.
- Gautam, D.N., Greenway, M. (2014). Nutrient accumulation in five plant species grown in bioretention systems dosed with wastewater. *Australas. J. Environ. Manag.* 21, 453–462. <https://doi.org/10.1080/14486563.2014.944589>
- Géhéniau, N., Fuamba, M., Mahaut, V., Gendron, M.R., Dugué, M. (2015a). Monitoring of a Rain Garden in Cold Climate: Case Study of a Parking Lot near Montréal. *J. Irrig. Drain. Eng.* 141, 04014073. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000836](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000836)

- Glaister, B.J., Fletcher, T.D., Cook, P.L.M., Hatt, B.E. (2017). Interactions between design, plant growth and the treatment performance of stormwater biofilters. *Ecol. Eng.* 105, 21–31. <https://doi.org/krat>
- Glorieux, M. 2010. Gestion de l'eau de pluie en milieu urbain : intégration des arbres dans les systèmes de biorétention. Mémoire présenté à l'école de technologie supérieure comme exigence partielle à l'obtention de la maîtrise en génie (m.ing). École de technologie supérieure, Montréal, Québec.
- Gould, A. (2015). *Plant Plagues: The Rusts Diseases*. Rutgers, The State University of New Jersey. Retrieved 20 février 2022 from <https://plant-pest-advisory.rutgers.edu/plant-plagues-the-rusts-diseases/>
- [Gouvernement du Canada. 2021.](#) Rapport des données météorologiques quotidiennes de 01/01/2018 à 01/01/2021. Station Trois-Rivières. Service météorologique du Canada, Environnement et Changement climatique Canada.
- [Green, S. M., Machin, R., & Cresser, M. S. \(2008\).](#) Effect of long-term changes in soil chemistry induced by road salt applications on N-transformations in roadside soils. *Environmental pollution*, 152(1), 20-31.
- Henderson, C., Greenway, M., Phillips, I. (2007). Removal of dissolved nitrogen, phosphorus and carbon from stormwater by biofiltration mesocosms. *Water Sci. Technol.* 55, 183.
- Hong, E., Seagren, E.A., Davis, A.P. (2006). Sustainable Oil and Grease Removal from Synthetic Stormwater Runoff Using Bench-Scale Bioretention Studies. *Water Environ. Res.* 78, 141–155.
- Huber, M., Hilbig, H., Badenberg, S.C., Fassnacht, J., Drewes, J.E., Helmreich, B. (2016). Heavy metal removal mechanisms of sorptive filter materials for road runoff treatment and remobilization under de-icing salt applications. *Water Res.* 102, 453–463. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.06.063>
- Hwang, J.H., Oleszkiewicz, J.A. (2007). Effect of Cold-Temperature Shock on Nitrification. *Water Environ. Res.* 79, 964–968. <https://doi.org/10.2175/106143007X176022>
- Jourdan, G. (2021). Rôle des traits fonctionnels racinaires dans la performance des végétaux en biorétention. Université de Montréal.
- Kakuturu, S., Clark, S.E. (2012). Deicing Salts' Effects on Engineered Soils in Stormwater Management Systems, in: *Proceedings of the Water Environment Federation*. pp. 4933–4941. <https://doi.org/10.2175/193864712811709030>
- Khan, U.T., Valeo, C., Chu, A., van Duin, B. (2012a). Bioretention cell efficacy in cold climates: Part 1 — hydrologic performance. *Can. J. Civ. Eng.* 39, 1210–1221. <https://doi.org/10.1139/l2012-110>
- Khan, U.T., Valeo, C., Chu, A., van Duin, B. (2012b). Bioretention cell efficacy in cold climates: Part 2 — water quality performance. *Can. J. Civ. Eng.* 39, 1222–1233. <https://doi.org/10.1139/l2012-111>
- Kratky, H., Li, Z., Chen, Y., Wang, C., Li, X., Yu, T. (2017a). A critical literature review of bioretention research for stormwater management in cold climate and future research recommendations. *Front. Environ. Sci. Eng.* 11. <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0982-y>
- Kratky, H., Li, Z., Yu, T., Li, X., & Jia, H. (2021). Study on bioretention for stormwater management in cold climate, part II: water quality. *Journal of Water and Climate Change*, 12(8), 3582-3601. <https://doi.org/10.2166/wcc.2021.172>
- L. Culbertson, T., & Hutchinson, S. L. (2004). *Assessing Bioretention Cell Function in a Midwest Continental Climate* St. Joseph, MI. <https://elibrary.asabe.org/abstract.asp?aid=17124&t=5>
- Lalande, R., Furlan, V., Angers, D. A., & Lemieux, G. (1998). Soil improvement following addition of chipped wood from twigs. *American journal of alternative agriculture*, 13(3), 132-137.
- Lange, K., Österlund, H., Viklander, M., Blecken, G.-T. (2020a). Metal speciation in stormwater bioretention: Removal of particulate, colloidal and truly dissolved metals. *Sci. Total Environ.* 724, 138121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138121>

- Lange, K., Viklander, M., & Blecken, G.-T. (2020b). Effects of plant species and traits on metal treatment and phytoextraction in stormwater bioretention. *Journal of environmental management*, 276, 111282.
- Lefevre, G. H., et al. (2015). "Review of Dissolved Pollutants in Urban Storm Water and Their Removal and Fate in Bioretention Cells." *Journal of Environmental Engineering* 141(1): 04014050.
- Le Coustumer, S., Fletcher, T.D., Deletic, A., Barraud, S., Poelsma, P. (2012). The influence of design parameters on clogging of stormwater biofilters: A large-scale column study. *Water Res.* 46, 6743–6752. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.01.026>
- LeFevre, G.H., Hozalski, R.M., Novak, P.J. (2012). The role of biodegradation in limiting the accumulation of petroleum hydrocarbons in raingarden soils. *Water Res.* 46, 6753–6762.
- Li, L. and A. P. Davis (2014). Urban Stormwater Runoff Nitrogen Composition and Fate in Bioretention Systems. *Environmental Science & Technology* 48(6): 3403-3410.
- Liu, C., Lu, J., Liu, J., Mehmood, T., Chen, W. (2020). Effects of lead (Pb) in stormwater runoff on the microbial characteristics and organics removal in bioretention systems.
- Lundholm, J., Tran, S., & Gebert, L. (2015). Plant functional traits predict green roof ecosystem services. *Environmental science & technology*, 49(4), 2366-2374
- Lyman , G.T. 2015. Mowing lawn turf. Michigan State University Extension. <https://www.canr.msu.edu/resources/mowing-lawn-turf>
- Ma, J.-S., et al. (2009). Sampling Issues in Urban Runoff Monitoring Programs: Composite versus Grab. *Journal of Environmental Engineering* 135(3): 118-127.
- Marsalek, J., 2003. Road salts in urban stormwater: an emerging issue in stormwater management in cold climates. *Water Sci. Technol.* 48, 61–70. <https://doi.org/10.2166/wst.2003.0493>
- Martin, B.C., George, S.J., Price, C.A., Ryan, M.H., Tibbett, M. (2014). The role of root exuded low molecular weight organic anions in facilitating petroleum hydrocarbon degradation: Current knowledge and future directions. *Sci. Total Environ.* 472, 642–653. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.050>
- Marvin, J.T., Passeport, E., Drake, J. (2020). State-of-the-Art Review of Phosphorus Sorption Amendments in Bioretention Media: A Systematic Literature Review. *J. Sustain. Water Built Environ.* 6, 03119001. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000893>
- [McMurdie, P. J., & Holmes, S. \(2013\). phyloseq: an R package for reproducible interactive analysis and graphics of microbiome census data. *PloS one*, 8\(4\), e61217.](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0212117)
- McPhillips, L., Goodale, C., & Walter, M. T. (2018). Nutrient Leaching and Greenhouse Gas Emissions in Grassed Detention and Bioretention Stormwater Basins. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 4(1), 04017014. <https://doi.org/doi:10.1061/JSWBAY.0000837>
- Mehmood, T., Gaurav, G.K., Cheng, L., Klemeš, J.J., Usman, M., Bokhari, A., Lu, J. (2021). A review on plant-microbial interactions, functions, mechanisms and emerging trends in bioretention system to improve multi-contaminated stormwater treatment. *J. Environ. Manage.* 294, 113108. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113108>
- Milandri, S.G., Winter, K.J., Chimphango, S.B.M., Armitage, N.P., Mbui, D.N., Jackson, G.E., Liebau, V. (2012). The performance of plant species in removing nutrients from stormwater in biofiltration systems in Cape Town. *Water Sa* 38, 655–662. <https://doi.org/10.4314/wsa.v38i5.2>
- Miller, M. P., et al. (2014). Continuous estimation of baseflow in snowmelt-dominated streams and rivers in the Upper Colorado River Basin: A chemical hydrograph separation approach. *Water Resources Research* 50(8): 6986-6999.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Mars 2017. *Manuel de calcul et de conception des ouvrages municipaux de gestion des eaux pluviales*. 102 p. et annexes [En ligne]. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/pluviales/manuel-calcul-conception/index.htm>

- Minnesota Pollution Control Agency (MCPA). (2021, 15 avril 2021). *Summary of recommended hydraulic conductivities of bioretention filter media* https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php/Summary_of_recommended_hydraulic_conductivities_of_bioretention_filter_media
- MPE Engineering Ltd., K. W. L. A. L. (2016). *Low Impact Development Guidelines - Module 2 Bioretention and Bioswales*. Calgary
- Muerdter, C.P., Wong, C.K., LeFevre, G.H. (2018). Emerging investigator series: the role of vegetation in bioretention for stormwater treatment in the built environment: pollutant removal, hydrologic function, and ancillary benefits. *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 4, 592–612. <https://doi.org/10.1039/C7EW00511C>
- Muerdter, C. P., Wong, C. K., & LeFevre, G. H. (2018). Emerging investigator series: the role of vegetation in bioretention for stormwater treatment in the built environment: pollutant removal, hydrologic function, and ancillary benefits. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(5), 592-612.
- Muerdter, C. P., Smith, D. J., & Davis, A. P. (2020). Impact of vegetation selection on nitrogen and phosphorus processing in bioretention containers. *Water Environment Research*, 92(2), 236-244.
- Murdock, L & Dottie, C. 2006. Managing seasonal fluctuations of soil tests, Agr 189. University of Kentucky Cooperative Extension Service. <http://www2.ca.uky.edu/agcomm/pubs/agr/agr189/agr189.pdf>.
- Munns, R., Tester, M. (2008). Mechanisms of Salinity Tolerance. *Annu. Rev. Plant Biol.* 59, 651–681. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.59.032607.092911>
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Blecken, G., Thorolfsson, S.T. (2007a). Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. *Water Res.* 41, 4061–4072. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.040>
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Gjesdahl, N., Thorolfsson, S.T. (2007b). Heavy metal removal in cold climate bioretention. *Water, Air, Soil Pollut.* 183, 391–402. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9387-z>
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Thorolfsson, S.T. (2008). Seasonal climatic effects on the hydrology of a rain garden. *Hydrol. Process.* 22, 1640–1649. <https://doi.org/10.1002/hyp.6732>
- Nie, F.H., Liu, Z.M., Min, L.Y., Liu, J., Ieee. (2013). Role of Media: Implication for Application of Urban Storm Water Runoff Bioretention Systems, 2013 Third International Conference on Intelligent System Design and Engineering Applications. <https://doi.org/10.1109/isdea.2012.290>
- OpenWetWare contributors (2012). Ethanol precipitation of nucleic acids [WWW Document]. URL https://openwetware.org/mediawiki/index.php?title=Ethanol_precipitation_of_nucleic_acids&oldid=611420 (accessed 1.29.22)
- Paus, K.H., Morgan, J., Gulliver, J.S., Leiknes, T., Hozalski, R.M. (2014). Effects of Temperature and NaCl on Toxic Metal Retention in Bioretention Media. *J. Environ. Eng.* 140. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0000847](https://doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0000847)
- Paus, K.H., Muthanna, T.M., Braskerud, B.C. (2016). The hydrological performance of bioretention cells in regions with cold climates: seasonal variation and implications for design. *Hydrol. Res.* <https://doi.org/10.2166/nh.2015.084>
- Payne, E. G., Fletcher, T. D., Russell, D. G., Grace, M. R., Cavagnaro, T. R., Evrard, V., Deletic, A., Hatt, B. E., & Cook, P. L. (2014). Temporary storage or permanent removal? The division of nitrogen between biotic assimilation and denitrification in stormwater biofiltration systems. *PLoS one*, 9(3), e90890.
- Payne, E.G.I., Pham, T., Cook, P.L.M., Fletcher, T.D., Hatt, B.E., Deletic, A. (2014). Biofilter design for effective nitrogen removal from stormwater – influence of plant species, inflow hydrology and use of a saturated zone. *Water Sci. Technol.* 69, 1312. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.013>
- Payne, E. G., Pham, T., Deletic, A., Hatt, B. E., Cook, P. L., & Fletcher, T. D. (2018). Which species? A decision-support tool to guide plant selection in stormwater biofilters. *Advances in Water Resources*, 113, 86-99.

- Pellerin, B. A., et al. (2008). "The application of electrical conductivity as a tracer for hydrograph separation in urban catchments." *Hydrological Processes* 22(12): 1810-1818.
- Philippot, L., Raaijmakers, J. M., Lemanceau, P., & Van Der Putten, W. H. (2013). Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 11(11), 789-799.
- Phillips, L.A., Germida, J.J., Farrell, R.E., Greer, C.W. (2008). Hydrocarbon degradation potential and activity of endophytic bacteria associated with prairie plants. *Soil Biol. Biochem.* 40, 3054–3064. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.09.006>
- Poor, C., & Kube, J. (2019). Variation in Nutrient and Metal Retention in Bioretention Systems with Mycorrhizae-Inoculated Soil. In *World Environmental and Water Resources Congress 2019* (pp. 71-79). <https://doi.org/doi:10.1061/9780784482360.008>
- Prince George's County, Coffman, L.S., Green, R., Engineering Technologies Associates, Inc., Clar, M., Engineering Technologies Associates, Inc., Bitter, S., Biohabitats Inc. (1994). Development of Bioretention Practices for Stormwater Management. *J. Water Manag. Model.* <https://doi.org/10.14796/JWMM.R176-02>
- Qiagen, 2021. DNeasy PowerSoil Pro Kit handbook.
- Qiu, F.G., Wang, Y. (2013). Phosphorus Pollution Control by Stormwater Bioretention Systems. *Adv. Mater. Res.* 726–731, 1817–1822.
- Quebec-horticole.ca. (2022). *Quebec-horticole.ca* <http://www.quebec-horticole.ca/index.php>
- Ramakrishna, D.M., Viraraghavan, T. (2005). Environmental Impact of Chemical Deicers – A Review. *Water. Air. Soil Pollut.* 166, 49–63. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-8265-9>
- Read, J., Fletcher, T.D., Wevill, T., Deletic, A., 2010. Plant Traits that Enhance Pollutant Removal from Stormwater in Biofiltration Systems. *Int. J. Phytoremediation* 12, 34–53. <https://doi.org/10.1080/15226510902767114>
- Read, J., Wevill, T., Fletcher, T., Deletic, A. (2008). Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems. *Water Res.* 42, 893–902. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.08.036>
- Reay, D.S., Nedwell, D.B., Priddle, J., Ellis-Evans, J.C. (1999). Temperature Dependence of Inorganic Nitrogen Uptake: Reduced Affinity for Nitrate at Suboptimal Temperatures in Both Algae and Bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 65, 2577–2584. <https://doi.org/10.1128/AEM.65.6.2577-2584.1999>
- Rippy, M. A., Krauss, L., Pierce, G., & Winfrey, B. (2021). Plant functional traits and viewer characteristics co-regulate cultural services provisioning by stormwater bioretention. *Ecological Engineering*, 168, 106284. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106284>
- Rivard, G. (2011). 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. Québec: Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs du Québec. Retrieved from <http://mddefp.gouv.qc.ca/eau/pluviales/guide.htm>
- Roseen, R.M., Ballesterio, T.P., Houle, J.J., Avellaneda, P., Briggs, J., Fowler, G., Wildey, R., 2009. Seasonal Performance Variations for Storm-Water Management Systems in Cold Climate Conditions. *J. Environ. Eng.* 135, 128–137. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(128\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(128))
- Roy-Poirier, A., et al. (2010). Bioretention processes for phosphorus pollution control. *Environmental Reviews* 18(NA): 159-173.
- Runfola, D. M., Polsky, C., Nicolson, C., Giner, N. M., Pontius, R. G., Krahe, J., & Decatur, A. (2013). A growing concern? Examining the influence of lawn size on residential water use in suburban Boston, MA, USA. *Landscape and Urban Planning*, 119, 113-123. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.006>

- Shannon, T. P., Ahler, S. J., Mathers, A., Ziter, C. D., & Dugan, H. A. (2020). Road salt impact on soil electrical conductivity across an urban landscape. *Journal of Urban Ecology*, 6(1). <https://doi.org/10.1093/jue/juaa006>
- Shrestha, P., Hurley, S.E., Wemple, B.C. (2018). Effects of different soil media, vegetation, and hydrologic treatments on nutrient and sediment removal in roadside bioretention systems. *Ecol. Eng.* 112, 116–131. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.004>
- Shi, S., Nuccio, E., Herman, D. J., Rijkers, R., Estera, K., Li, J., ... & Firestone, M. (2015). Successional trajectories of rhizosphere bacterial communities over consecutive seasons. *MBio*, 6(4), e00746-15.
- Siciliano, S.D., Germida, J.J., Banks, K., Greer, C.W. (2003). Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon phytoremediation field trial. *Appl. Environ. Microbiol.* 69, 483–489.
- Skorobogatov, A., He, J., Chu, A., Valeo, C., & van Duin, B. (2020). The impact of media, plants and their interactions on bioretention performance: A review. *Science of The Total Environment*, 715, 136918.
- Smyth, K., Drake, J., Li, Y., Rochman, C., Van Seters, T., & Passeport, E. (2021). Bioretention cells remove microplastics from urban stormwater. *Water Research*, 191, 116785.
- Søberg, L.C., Viklander, M., Blecken, G.T. (2014). The influence of temperature and salt on metal and sediment removal in stormwater biofilters. *Water Sci. Technol.* 69, 2295–2304. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.161>
- Søberg, L.C., Viklander, M., Blecken, G.-T. (2017). Do salt and low temperature impair metal treatment in stormwater bioretention cells with or without a submerged zone? *Sci. Total Environ.* 579, 1588–1599. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.179>
- Søberg, L. C., Al-Rubaei, A. M., Viklander, M., & Blecken, G.-T. (2020). Phosphorus and TSS removal by stormwater bioretention: effects of temperature, salt, and a submerged zone and their interactions. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(6), 1-12.
- Szota, C., McCarthy, M.J., Sanders, G.J., Farrell, C., Fletcher, T.D., Arndt, S.K., Livesley, S.J. (2018). Tree water-use strategies to improve stormwater retention performance of biofiltration systems. *Water Res.* 144, 285–295. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.044>
- Taylor, S., et al. (2002). How isotopic fractionation of snowmelt affects hydrograph separation. *Hydrological Processes* 16(18): 3683-3690.
- Thijs, S., Sillen, W., Rineau, F., Weyens, N., & Vangronsveld, J. (2016). Towards an enhanced understanding of plant–microbiome interactions to improve phytoremediation: engineering the metaorganism. *Frontiers in Microbiology*, 7, 341.
- Thornton, K.W., Lessem, A.S. (1978). A Temperature Algorithm for Modifying Biological Rates. *Trans. Am. Fish. Soc.* 107, 284–287. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1978\)107<284:ATAFMB>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1978)107<284:ATAFMB>2.0.CO;2)
- Tirpak, R. A., Hathaway, J. M., Franklin, J. A., & Khojandi, A. (2018). The health of trees in bioretention: A survey and analysis of influential variables. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 4(4), 04018011.
- Tromp, K., Lima, A.T., Barendregt, A., Verhoeven, J.T.A. (2012). Retention of heavy metals and polyaromatic hydrocarbons from road water in a constructed wetland and the effect of de-icing. *J. Hazard. Mater.* 203–204, 290–298. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.12.024>
- Turk, R.P., Kraus, H.T., Hunt, W.F., Carmen, N.B., Bilderback, T.E. (2016). Nutrient Sequestration by Vegetation in Bioretention Cells Receiving High Nutrient Loads. *J. Environ. Eng.* 143. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001158](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001158)
- Turk, R. P., Kraus, H., Hunt, W., Carmen, N., & Bilderback, T. (2017a). Nutrient sequestration by vegetation in bioretention cells receiving high nutrient loads. *Journal of Environmental Engineering*, 143(2), 06016009.

- Turk, R. P., Kraus, H. T., Hunt, W. F., Carmen, N. B., & Bilderback, T. E. (2017b). Nutrient Sequestration by Vegetation in Bioretention Cells Receiving High Nutrient Loads. *Journal of Environmental Engineering*, 143(2), 06016009. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001158](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001158)
- Vijayaraghavan, K., Biswal, B.K., Adam, M.G., Soh, S.H., Tsen-Tieng, D.L., Davis, A.P., Chew, S.H., Tan, P.Y., Babovic, V., Balasubramanian, R. (2021). Bioretention systems for stormwater management: Recent advances and future prospects. *J. Environ. Manage.* 292, 112766. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112766>
- Ville de Trois-Rivières. (2013). *Plan d'adaptation aux changements climatiques, rapport final revision 2*. S. L. Environnement.
- Wadzuk, B.M., Hickman Jr, J.M., Traver, R.G. (2015). Understanding the role of evapotranspiration in bioretention: Mesocosm study. *J. Sustain. Water Built Environ.* 1, 04014002. <https://doi.org/10.1061/JSWBAY.0000794>
- Walaszek, M., Bois, P., Laurent, J., Lenormand, E., Wanko, A. (2018). Urban stormwater treatment by a constructed wetland: Seasonality impacts on hydraulic efficiency, physico-chemical behavior and heavy metal occurrence. *Sci. Total Environ.* 637–638, 443–454. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.325>
- Walsh, C. J., Booth, D. B., Burns, M. J., Fletcher, T. D., Hale, R. L., Hoang, L. N., Livingston, G., Rippy, M. A., Roy, A. H., & Scoggins, M. (2016). Principles for urban stormwater management to protect stream ecosystems. *Freshwater Science*, 35(1), 398-411.
- Wynne, T., & Devitt, D. (2020). Evapotranspiration of Urban Landscape Trees and Turfgrass in an Arid Environment: Potential Trade-offs in the Landscape. *HortScience horts*, 55(10), 1558-1566. <https://doi.org/10.21273/hortsci15027-20>
- Yan, Q., Davis, A.P., James, B.R., 2016. Enhanced Organic Phosphorus Sorption from Urban Stormwater Using Modified Bioretention Media: Batch Studies. *J. Environ. Eng.* 142, 04016001. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001073](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001073)
- Yavari, S., Kõiv-Vainik, M., Boivin, P., Brisson, J., & Dagenais, D. (2021). *Revue de littérature sur les infrastructures vertes sur rue. Biorétention ou noues d'arbres pour la gestion des eaux pluviales drainant les eaux de la chaussée. Rapport final préparé pour le Service de l'eau – Direction des réseaux d'eau*. Université de Montréal. Institut de recherche en biologie végétale.
- Zgheib, S., Moilleron, R., Chebbo, G. (2012). Priority pollutants in urban stormwater: Part 1 – Case of separate storm sewers. *Water Res., Special Issue on Stormwater in urban areas* 46, 6683–6692. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012>
- Zhang, Z., Rengel, Z., Liaghati, T., Antoniette, T., Meney, K. (2011). Influence of plant species and submerged zone with carbon addition on nutrient removal in stormwater biofilter. *Ecol. Eng.* 37, 1833–1841. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.016>
- Zhang, H., et al. (2021). "Bioretention for removal of nitrogen: processes, operational conditions, and strategies for improvement." *Environmental Science and Pollution Research* 28(9): 10519-10535.
- Zuo, X., Zhang, H., Yu, J. (2020). Microbial diversity for the improvement of nitrogen removal in stormwater bioretention cells with three aquatic plants. *Chemosphere* 244, 125626. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125626>

8 Annexes

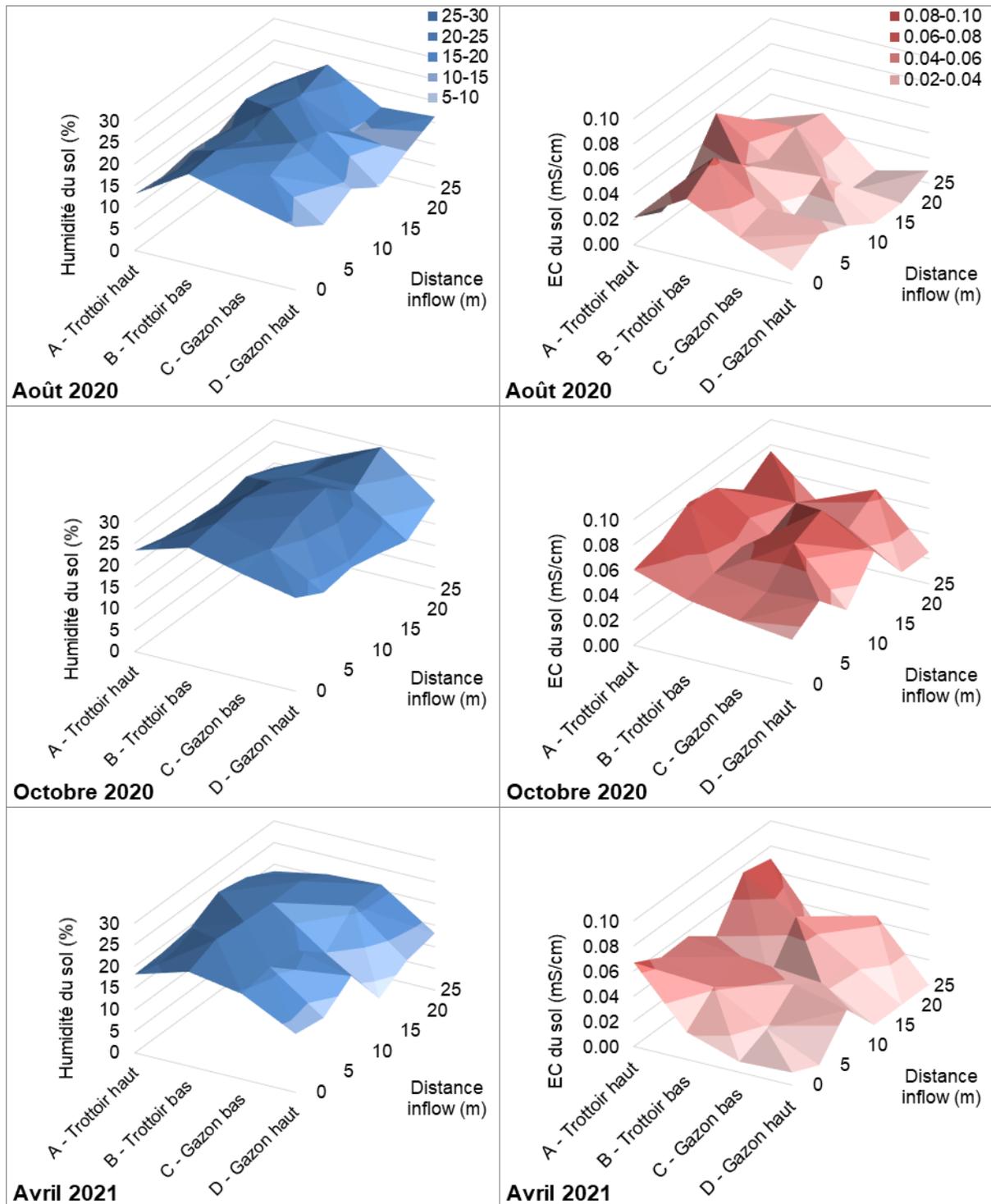


Figure 39. Résultats moyens pour les 6 biorétentions des 3 compagnes d'échantillonnage (août et octobre 2020 et avril 2021) de l'humidité du sol en bleu et de la conductivité électrique du sol en bordeaux (n=6).

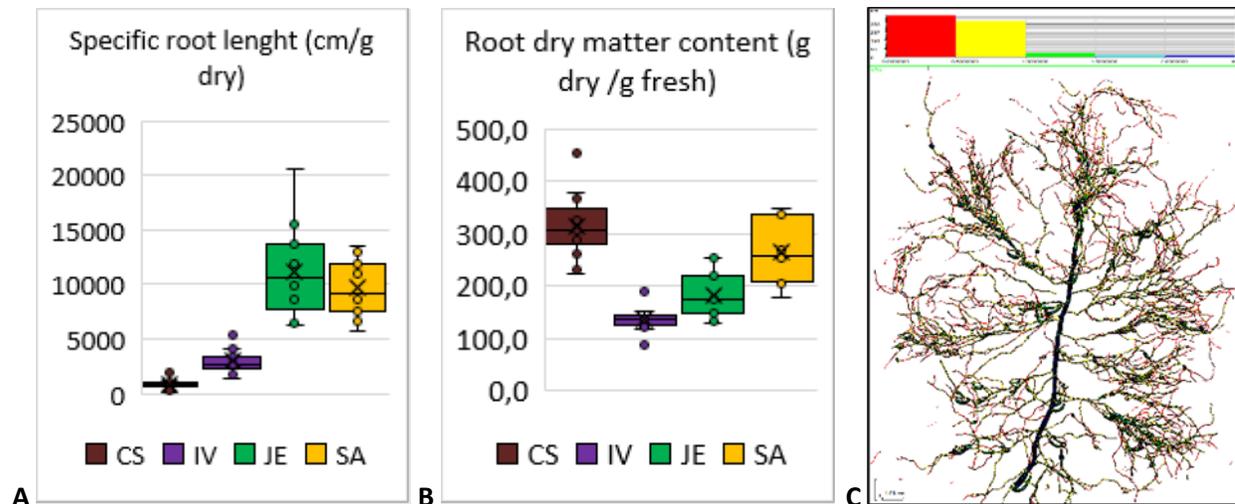


Figure 40. A. Longueur spécifique racinaire; B. teneur en matière sèche racinaire obtenue sur les spécimens de l'expérience en serre; C. Capture d'écran de l'analyse racinaire de IV #3 sur WinRhizo.

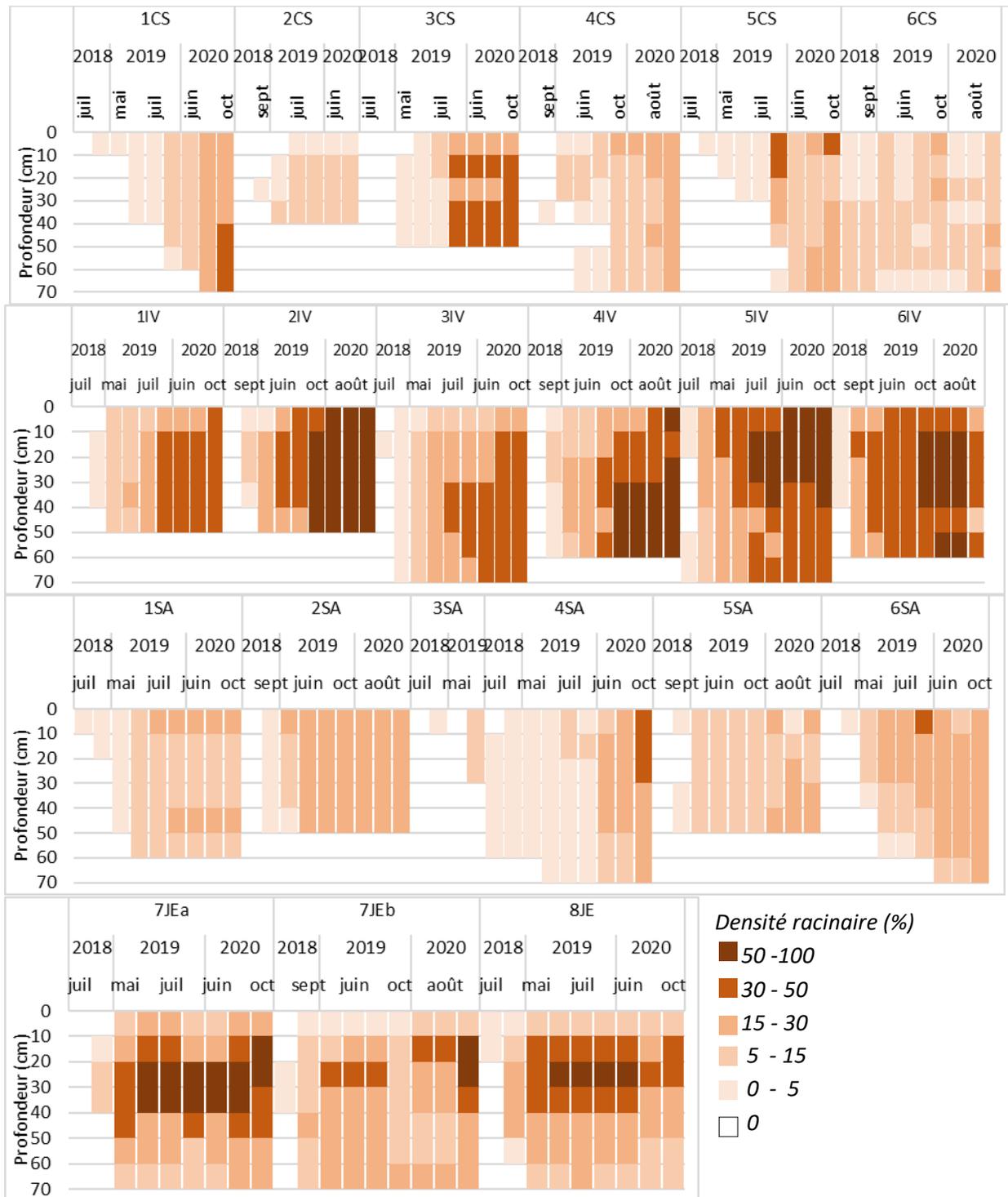


Figure 41. Densité racinaire autour des rhizotrons en fonction de la profondeur pour tous les spécimens suivis; l'identifiant de chaque spécimen correspond au numéro de BR et de l'espèce considérée.

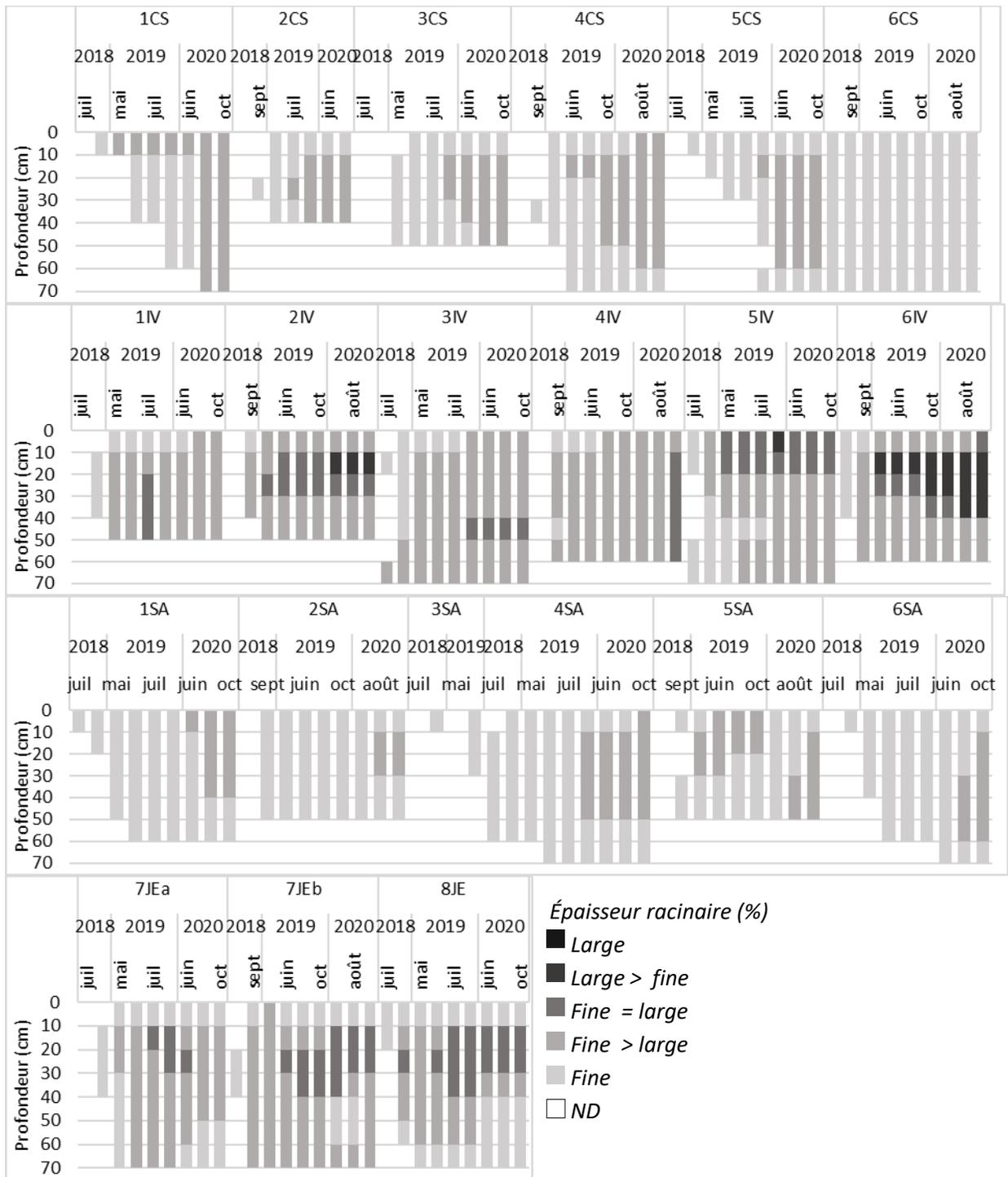


Figure 42. Épaisseur racinaire autour des rhizotrons en fonction de la profondeur pour tous les spécimens suivis; l'identifiant de chaque spécimen correspond au numéro de BR et de l'espèce considérée.

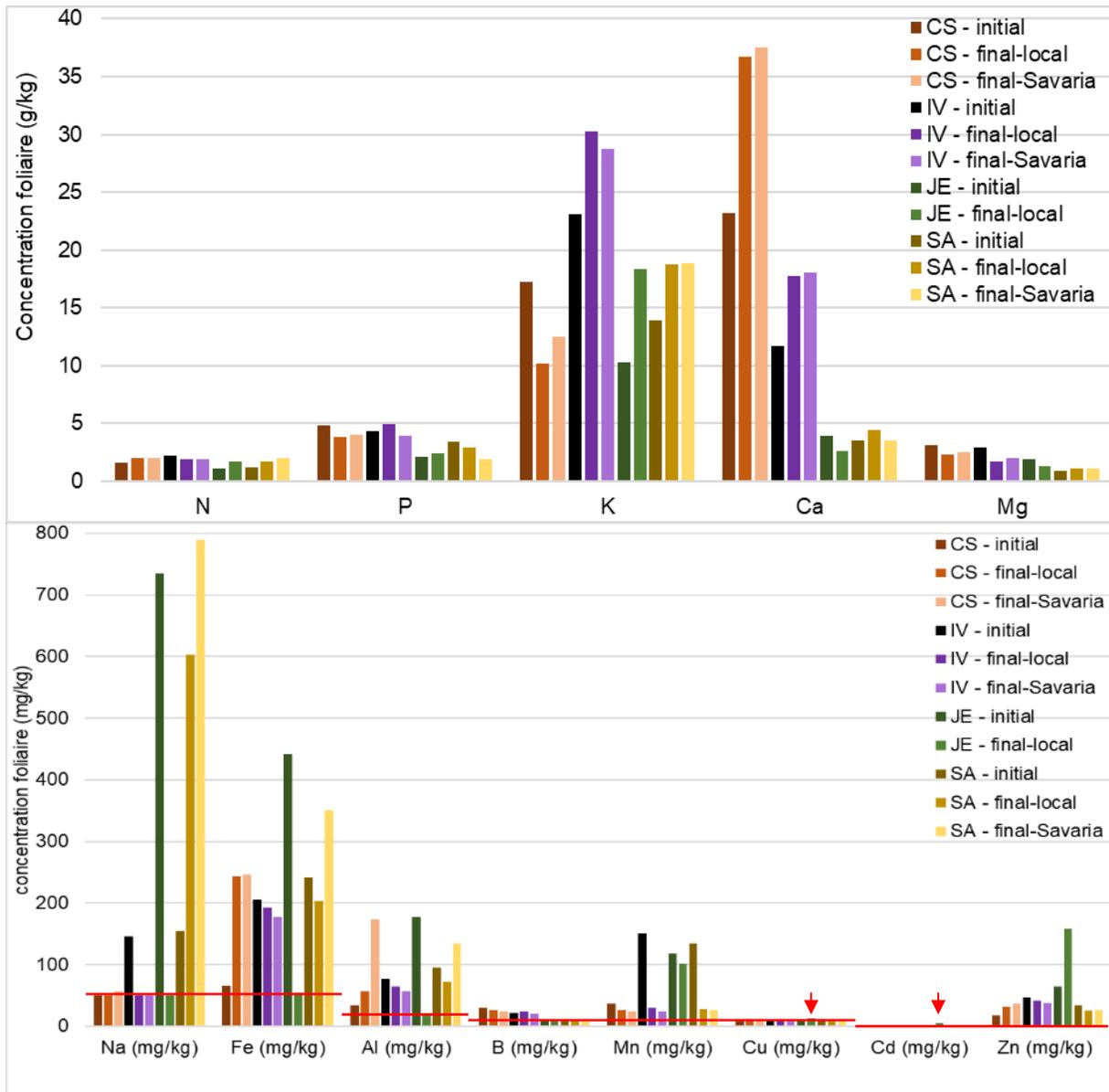


Figure 43. Concentration foliaire en macro et micro-nutriments et éléments traces par espèce en moyenne par période et substrat ; ligne rouge = seuil de détection.

Tableau 11 : Analyse des tissus végétaux (en mg/kg sauf P, K, Mg, Ca, N en g/kg).

Espèce	Compartiment	Substrat	Na	Fe	B	Mn	Cu	Cd	Zn	P	K	Mg	Ca	N
CS	Feuilles	Initial	50	66	30	36	10	1	18	4,9	17,2	3,1	23,2	1,6
		Final-local	50	244	27	27	10	1	31	3,9	10,2	2,3	36,7	2,0
		Final-Savaria	57	246	24	24	10	1	36	4,0	12,5	2,5	37,6	2,0
	Tiges	Initial	50	50	15	10	10	1	18	1,1	6,4	0,7	4,7	0,5
		Final-local	153	50	19	10	10	1	26	1,5	4,0	0,8	6,3	0,7
		Final-Savaria	201	51	16	10	10	1	15	1,4	3,7	0,7	5,4	0,7
IV	Feuilles	Initial	146	205	21	151	10	1	47	4,3	23,1	2,9	11,7	2,2
		Final-local	50	193	24	31	10	1	42	5,0	30,3	1,7	17,8	1,9
		Final-Savaria	50	177	20	24	10	1	38	4,0	28,8	2,0	18,0	1,9
JE	Feuilles	Initial	735	442	10	118	10	1	65	2,1	10,3	1,9	3,9	1,1
		Final-local	50	55	10	102	13	5	158	2,4	18,3	1,3	2,6	1,7
SA	Feuilles	Initial	155	241	10	134	11	1	34	3,4	13,9	0,9	3,5	1,2
		Final-local	603	202	10	28	10	1	25	2,9	18,8	1,1	4,5	1,7
		Final-Savaria	790	350	10	27	10	1	27	1,9	18,9	1,1	3,5	2,0

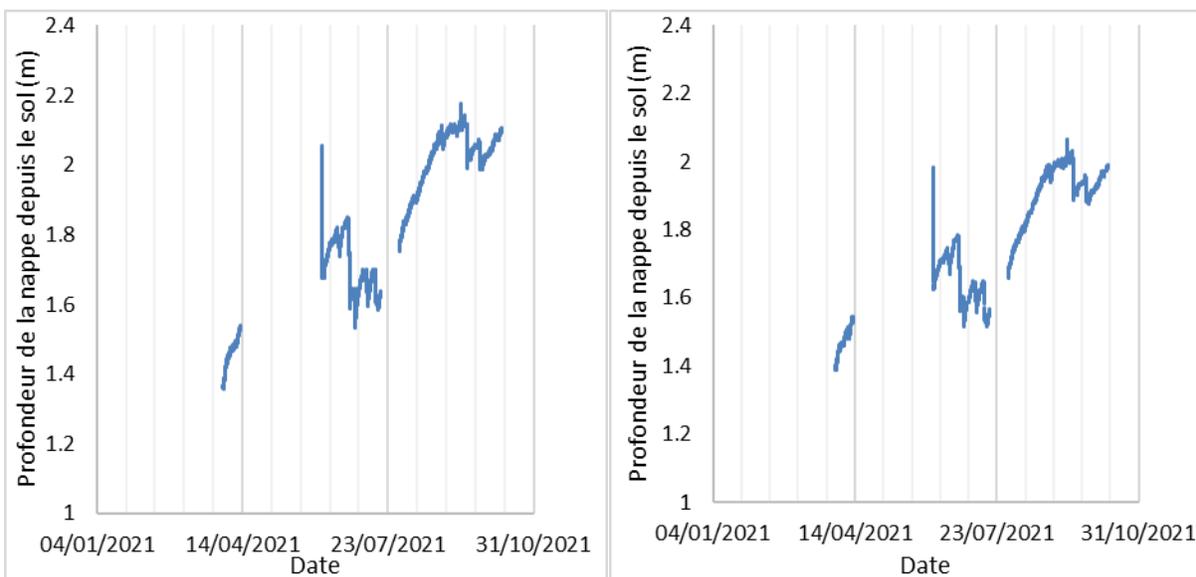
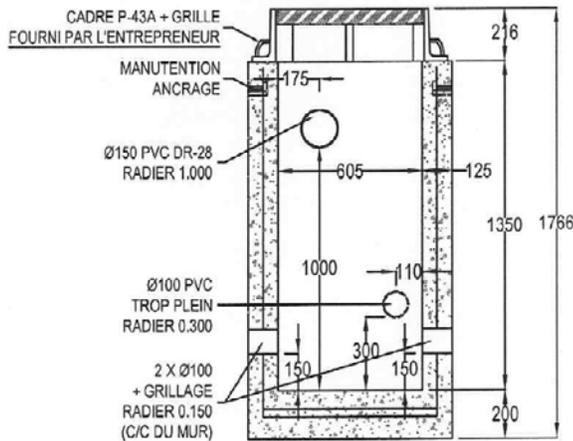
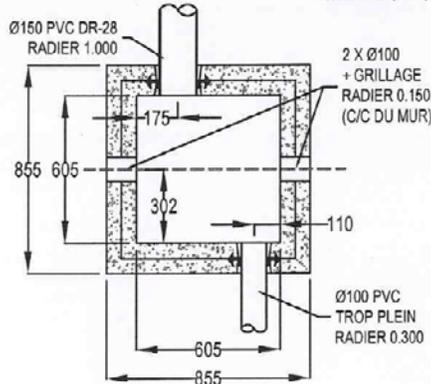


Figure 44 : Variation du niveau de la nappe phréatique au piézomètre P-3 et P-4 (de gauche à droite).

PUISARD DE RUE CARRÉ
(1 OUVERTURE OU PLUS)
PRÉFABRIQUÉ EN BÉTON ARMÉ
Conforme aux normes NQ 2622-420, 1809-300
et ASTM C-443, C-478, C-857



DESSINÉ PAR: CLOÉ SCHEFFER
REVIU PAR: SUZANNE BOISCLAIR
DATE: 2017-07-03

RÉVISION: 03
DATE: 2017-07-25
TOUTES LES DIMENSIONS SONT EN MILLIMÈTRES

département armature			
dalle de fond	base	section	dalle de toit
<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

PROJET: RUE ST-MAURICE
VILLE: TROIS-RIVIÈRES
PUISARD CARRÉ - 610 X 610 - PUISARDS AVALOIR - 37 UNITÉS
No. CONTRAT: # 170825
No COMMANDE: 118443 (REF: 17-166)

FABRICANT:
boisclair & fils inc.
715 boul. des Laurentides,
Piedmont (Quebec) J0R 1K0
Tel.:(450) 227-2468/227-6408
Fax:(450) 227-1698
www.boisclairfils.ca

ENTREPRENEUR: CONSTRUCTION & PAVAGE BOISVERT.
REPRÉSENTANT: JEAN-PHILIPPE LAPLANTE
80, BOUL. DE LA GABELLE
ST-ÉTHIENNE-DES-GRÈS, QUÉBEC,
G0X 2P0
TÉL.:(819) 374-7277, FAX:(819) 374-7291, CEL.:(819) 244-8801

#	Usage interne	Date	Initiale
#1	Armature 1	_____	_____
	Armature 2	_____	_____
	Armature 3	_____	_____
	Démoulage	_____	_____
	Identification	_____	_____
	Inspection(Part.)	_____	_____
	Échelle	_____	_____
	Inspection (Finale)	_____	_____
#2	Armature 1	_____	_____
	Armature 2	_____	_____
	Armature 3	_____	_____
	Démoulage	_____	_____
	Identification	_____	_____
	Inspection(Part.)	_____	_____
	Échelle	_____	_____
	Inspection (Finale)	_____	_____
#3	Armature 1	_____	_____
	Armature 2	_____	_____
	Armature 3	_____	_____
	Démoulage	_____	_____
	Identification	_____	_____
	Inspection(Part.)	_____	_____
	Échelle	_____	_____
	Inspection (Finale)	_____	_____
#4	Armature 1	_____	_____
	Armature 2	_____	_____
	Armature 3	_____	_____
	Démoulage	_____	_____
	Identification	_____	_____
	Inspection(Part.)	_____	_____
	Échelle	_____	_____
	Inspection (Finale)	_____	_____
#5	Armature 1	_____	_____
	Armature 2	_____	_____
	Armature 3	_____	_____
	Démoulage	_____	_____
	Identification	_____	_____
	Inspection(Part.)	_____	_____
	Échelle	_____	_____
	Inspection (Finale)	_____	_____

Figure 45. PUISARD DE RUE Carré.

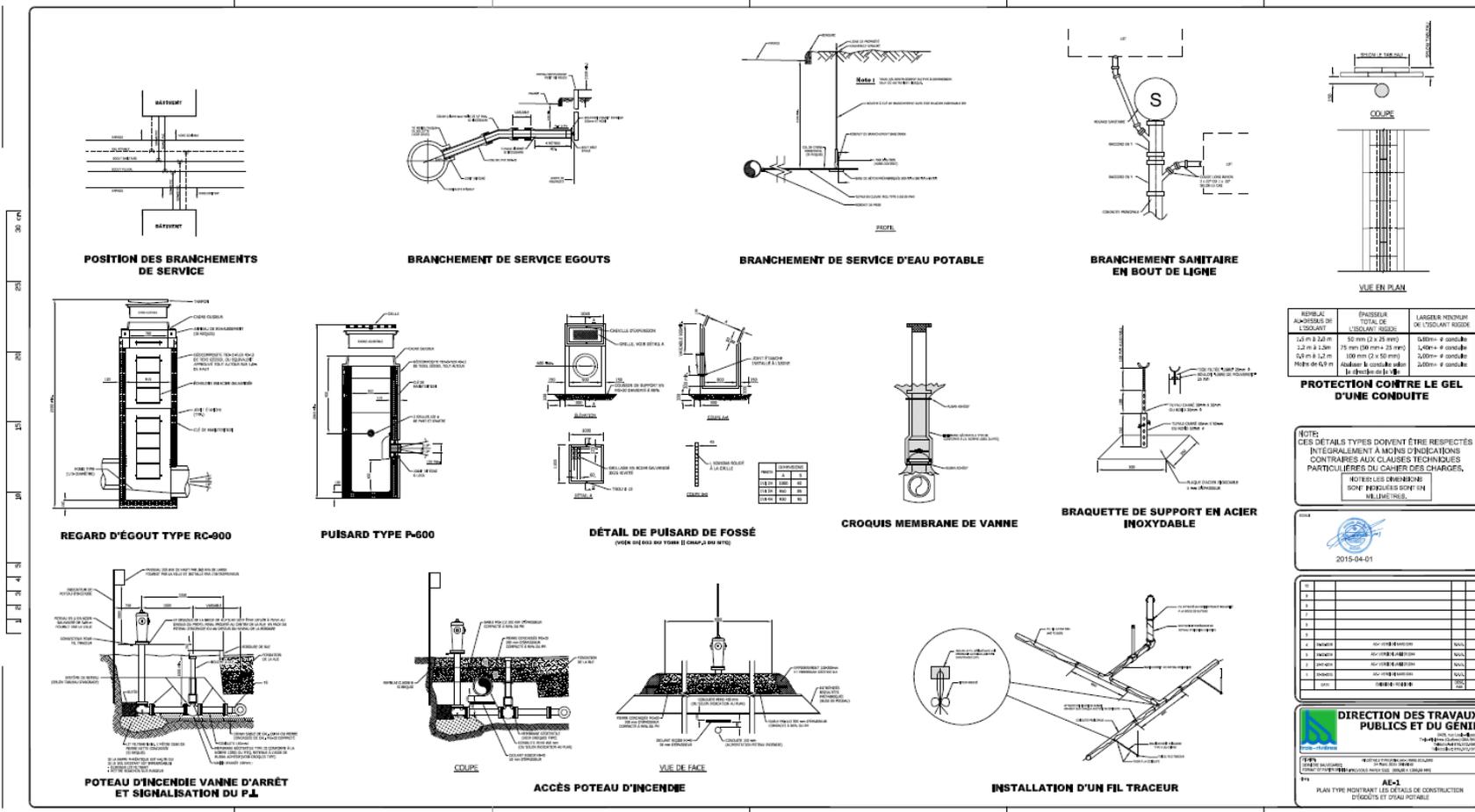


Figure 46. Détails de construction d'égouts et d'eau potable.

