



Suivi de l'évolution des végétaux et des substrats implantés dans des systèmes végétalisés de gestion des eaux pluviales

Mémoire

Jessica Champagne Caron

Maîtrise en biologie végétale - avec mémoire
Maître ès sciences (M. Sc.)

Québec, Canada

Suivi de l'évolution des végétaux et des substrats implantés dans des systèmes végétalisés de gestion des eaux pluviales

Mémoire

Jessica Champagne-Caron

Sous la direction de :

Guillaume Grégoire, directeur de recherche

Monique Poulin, codirectrice de recherche

Résumé

L'impact de l'urbanisation couplé aux changements climatiques influence le régime hydrologique, entraînant d'importants défis de gestion des eaux pluviales. Dans ce contexte, l'utilisation d'infrastructures végétalisées tels les systèmes de biorétention et les noues végétalisées est de plus en plus fréquente en Amérique du Nord au cours des dernières années afin d'intercepter, de ralentir et de filtrer les eaux de ruissellement. Or, peu de données sont disponibles quant à la sélection des espèces adaptées sous climat froid, malgré le fort intérêt des municipalités pour ces phytotechnologies. L'influence du positionnement sur la croissance des végétaux ainsi que le suivi évolutif des substrats sont également des facteurs qui restent à étudier. Ainsi, l'objectif de ce projet consistait à évaluer la survie et la croissance d'espèces à différentes positions et de suivre l'évolution des propriétés physico-chimiques des substrats pendant les trois années suivant l'implantation de noues végétalisées en juillet 2020. Pour le volet sur les végétaux, 22 espèces ont été suivies au sein de 48 noues végétalisées dans une banlieue de la ville de Québec. Pour ce qui est du volet sur les substrats, ce sont 12 noues parmi celles choisies au volet sur les végétaux qui ont été sélectionnées pour le dispositif expérimental. Les principaux paramètres examinés comprenaient la survie, la croissance foliaire et la floribondité des végétaux implantés, la prépondérance et la diversité des adventices, ainsi que les propriétés chimiques, la conductivité hydraulique saturée et la teneur en eau volumétrique du substrat. Les résultats ont permis de confirmer que le positionnement dans la noue exerçait une influence importante sur la croissance des espèces. Quinze espèces se sont avérées bien adaptées, tandis que les sept autres démontraient une survie et une croissance moindre. Enfin, une augmentation de la concentration en polluants et une baisse de la vitesse d'infiltration de l'eau dans le substrat ont été observées au fil du temps. Une bonne compréhension de l'impact du positionnement des espèces sur leur développement peut contribuer à l'amélioration de la disposition des végétaux dans les aménagements et ainsi maximiser la performance des ouvrages. En complément, de bonnes pratiques d'entretien sont importantes afin de minimiser la compaction des substrats et de favoriser la croissance des végétaux.

Abstract

Urbanization coupled with climate change is influencing the hydrological regime, resulting in significant stormwater management challenges. In this context, the use of green infrastructures such as bioswales and bioretention systems to intercept, slow down and filter runoff has been increasing in North America in recent years. However, little data is available on the selection of optimal plant species adapted to cold climates, despite the strong interest of municipalities for these phytotechnologies. The influence of positioning on the establishment and growth of plants as well as the intra and inter-seasonal evolutionary monitoring of substrates are also factors that require further investigation. Thus, the main objective of this project was to evaluate the growth and survival of plant species at various positions, and to monitor the evolution of the physico-chemical properties of substrates for three years following the construction of planted stormwater management systems. For the plant component, 22 species were monitored within 48 bioretention cells built in a proximal suburb of Quebec City, starting from the project implementation in July 2020. As for the substrate component, a subset of 12 bioretention cells were selected from those where plants were monitored. Key parameters evaluated during this project included survival rate, leaf growth and floridity of the plants, weed abundance and diversity, as well as the chemical properties, saturated hydraulic conductivity, and relative moisture content of the growing substrate. The results confirmed that plant positioning in the bioretention cells had an important influence on their growth. Fifteen species were found to be well adapted to the environmental conditions, while the other seven showed reduced survival and growth. Finally, an increase in pollutants and nutrients concentration as well as a decrease in water infiltration were observed over time in the bioretention cells. A better knowledge of the plant interaction in spatial and temporal distribution can contribute to improve the planting arrangements and thus potentially maximize the bioretention performance for better stormwater management. In addition, good maintenance practices are important to minimize substrate compaction and promote plant growth.

Table des matières

Résumé	ii
Abstract	iii
Table des matières	iv
Liste des figures	vi
Liste des tableaux	vii
Liste des abréviations, sigles, acronymes.....	viii
Remerciements	ix
Avant-propos	xi
Introduction.....	1
Chapitre 1 – Revue de littérature	3
1.1 La gestion des eaux pluviales	3
1.2 L'impact de l'urbanisation et des changements climatiques sur le régime hydrologique	4
1.3 Les conséquences du ruissellement	5
1.4 Les systèmes de biorétention au Québec	6
1.4.1 Définition et composantes	6
1.4.2 Avantages et bénéfices	8
1.4.3 Fonctions et concepts généraux	9
1.4.4 Sélection des végétaux	11
1.5 État et problématique du lac Saint-Charles.....	12
1.6 Objectifs et hypothèses	14
Chapitre 2	16
Résumé	17
Abstract	18
2.1 Introduction.....	20
2.2 Materials and methods	23
2.2.1 Site Description	23
2.2.2 Bioretention Design and Media Characteristic	24
2.2.3 Experimental Design	24
2.2.4 Plant Material and Planting Arrangements.....	25
2.2.6 Plant survival and spring recovery	26
2.2.7 Plant growth and floridity	27
2.2.8 Weed abundance and diversity	27
2.2.9 Statistical analysis	27
2.3 Results.....	30
2.3.1 Margin and slope position: survival, spring recovery, growth, floridity and weed abundance and diversity	30
2.3.2 Bottom position: survival, growth and weed abundance and diversity of other species ..	36
2.4 Discussion	38

2.4.1 Factors affecting plant survival	38
2.4.2 Plant position (Margin, Slope)	40
2.5 Conclusion	42
2.6 Acknowledgments	43
References	44
Appendix A : Temperature and precipitation during the three years of study from 2020 to 2022 with normal values (1981-2010) for the area	52
Appendix B : Initial substrate chemical analysis and organic matter content	53
Appendix C : Difference of moisture content between each position (Margin, Slope, Bottom) in the bioretention cells	54
Appendix D : Interaction of all species, positions and months on floridity	55
Appendix E : Distribution of adventitious flora and weed life cycle in late May	56
Appendix F : Growth and weed abundance for species in the bottom position	57
Chapitre 3 – Suivi des substrats.....	58
3.1 Dispositif expérimental	59
3.2 Sélection des noues végétalisées	59
3.3 Échantillonnage des substrats et analyses	60
3.4 Conductivité hydraulique à saturation K_{sat}	60
3.5 Teneur en eau volumétrique des substrats	60
3.6 Analyses statistiques	61
3.7 Résultats.....	62
3.7.1 Propriétés chimiques des substrats	62
3.7.2 Conductivité hydraulique à saturation (K_{sat})	67
3.7.3 Teneur en eau volumétrique des substrats	69
3.8 Discussion et conclusion	71
Conclusion.....	75
Bibliographie	77

Liste des figures

Figure 1. Les deux types de systèmes d'égouts au Québec	4
Figure 2. Gradient d'humidité dans les cellules de biorétention	7
Figure 3. Représentation de la structure et des flux d'eau entrants et sortants dans une zone de biorétention.....	8
Figure 4. Location of the bioretention cells sampled in the vicinity of lake St. Charles	23
Figure 5. Actual picture and schematic cross-section of a bioretention cell	24
Figure 6. Three types of systematic planting arrangements used	26
Figure 7. Survival rate at the end of each growing season and spring recovery rate at the beginning of each growing season	31
Figure 8. Plant survival for the two planting positions over the three years from the establishment	32
Figure 9. Area, Height and weed abundance at two positions in May and August	34
Figure 10. Distribution of adventitious flora and weed life cycle in late May of year 3 before weed control.....	35
Figure 11. Survival of species at the bottom position	37
Figure 12. Les trois types d'agencements de plantation aménagée et les espèces utilisées dans chacun d'eux	59
Figure 13. Dispositif expérimental et identification des noues choisies parmi les 48 noues végétalisées du volet 1	59
Figure 14. Concentration de chacun des éléments minéraux et propriétés chimiques selon deux périodes pour les années 2021 et 2022	63
Figure 15. Interaction entre les éléments nutritifs, les années et les rues échantillonnées.....	64
Figure 16. Interaction entre les éléments nutritifs, les agencements et les rues	65
Figure 17. Propriétés des substrats selon les agencements	66
Figure 18. Évolution des propriétés des substrats selon leur période et les rues échantillonnées .	66
Figure 19. Relation entre les agencements et la conductivité hydraulique à saturation	67
Figure 20. Relation entre la conductivité hydraulique à saturation dans le temps	68
Figure 21. Variation de la teneur en eau volumétrique selon a) les rangées et les jours après la pluie ; b) les rangées et les mois de prises de données et enfin c) les jours et les mois	70

Liste des tableaux

Tableau 1. Liste des principaux contaminants des eaux de ruissellement en milieu urbain et leur origine	6
Table 2. List of species planted in bioretention cells	26
Table 3. Effects of species, positions and years from planting on a) Survival b) Spring recovery as well as their interaction on species survival	30
Table 4. Effects of species, positions and months as well as their interaction on a) Area, b) Height and c) Floridity, obtained from linear mixed models	32
Table 5. Effects of species and positions as well as their interactions on weed abundance in May 2022	36
Table 6. Effects of species, and time as well as their interaction on a) Survival, b) Area and c) Height, obtained from linear mixed models	36
Tableau 7. Teneur initiale du substrat utilisé pour les noues végétalisées	60
Tableau 8. Analyse de la variance effectuée avec 5 facteurs ainsi que leurs interactions sur les propriétés chimiques des substrats	62
Tableau 9. Analyse de la variance effectuée entre les agencements de végétaux et les années ainsi que leurs interactions sur la conductivité hydraulique à saturation	67
Tableau 10. Analyse de la variance effectuée avec 3 facteurs ainsi que leurs interactions sur la teneur en eau volumétrique des substrats.	69

Liste des abréviations, sigles, acronymes

CEC : Capacité d'échanges cationiques

COV : Composé organique volatil

ha : hectare

HAP : Hydrocarbure aromatique polycyclique

ISP : Indice de saturation en phosphore

K_{sat} : Conductivité hydraulique à saturation

N : Azote

P : Phosphore

Remerciements

Je tiens à remercier mon directeur de recherche, Guillaume Grégoire, pour m'avoir convaincue de continuer à faire mes études à la maîtrise sous ta supervision et de m'avoir apporté ton support, tes conseils et des expériences enrichissantes au travers de divers colloques, journées-conférences et expositions. Un grand merci également à ma co-directrice, Monique Poulin, pour ton soutien, tes rétroactions rapides et tes encouragements positifs. Merci de m'avoir si bien accueillie et intégrée dans ton équipe de laboratoire.

J'aimerais également remercier Éric Dugal pour son écoute, sa patience et ses encouragements qui ont su me donner du positivisme dans des moments plus difficiles. Nos échanges, autant professionnels que personnels, m'ont permis de décrocher le temps d'un moment et de me dire qu'au final, la maîtrise, ce n'est pas si compliqué.

Merci à Anaïs Grenier d'avoir été ma confidente et ma partenaire de maîtrise dans mon équipe de recherche. Je crois que notre soutien mutuel face à cette aventure nous a permis de passer beaucoup plus facilement à travers cette période tumultueuse. J'ai pu apprendre à connaître davantage ta belle personne, et plus particulièrement lors de notre beau voyage en Europe.

Je voudrais souligner la contribution financière du ministère des Affaires municipales et de l'Habitation qui a permis la réalisation des ouvrages végétalisés par le programme de soutien aux municipalités dans la mise en place d'infrastructures de gestion durable des eaux de pluie. Ce programme répond aux objectifs du Plan pour une économie verte 2030.

Je voudrais également remercier les partenaires du projet, la Ville de Québec, plus particulièrement à Alexandre Baker, et Agiro, un organisme à but non lucratif, qui m'ont permis de réaliser le projet de recherche sur les infrastructures végétalisées mises en place et d'avoir toujours été disponible pour répondre à mes questions et pour m'impliquer lors des événements. Un énorme merci à William Verge, Sophie Ouellet, Sixtine Hauchard, Mélanie Jean, Mélanie Deslongchamps de m'avoir incluse dans votre équipe chez Agiro.

J'aimerais également remercier toutes les personnes qui m'ont accompagnée sur le terrain dans la prise de mes données et qui ont su rester positives, malgré les journées plus pénibles. Merci aux professionnelles de recherche, Laurence Turmel-Courchesne, Mathieu Vaillancourt, Ann-Catherine Laliberté pour votre aide sur le terrain et vos conseils. Un grand merci à tous les assistants de recherche qui étaient présents et qui m'ont également aidée dans la saisie de données, soit Anaïs, Vincent D., Audrey L., Vincent L., Nathaniel, Marie-Sophie, Francis, Aleksandar, Rosalie, Audrey V., Amélie, Justine, Nicolas et Elliott.

Je voudrais également souligner l'implication de monsieur Gaétan Daigle, du Centre de Consultation Statistique de l'Université Laval pour sa contribution pour la réalisation et la validation des modèles statistiques utilisées pour les analyses de données de mon projet, qui disons-le, ont été bien utiles.

Je voudrais remercier Jean Martin pour son aide apportée dans la réalisation de mes analyses foliaires et qui a eu la gentillesse de m'en apprendre davantage sur les manipulations et le travail de laboratoire.

J'aimerais remercier ma famille, mes parents, ma sœur, mes amies et mon copain pour leur soutien à travers cette aventure et pour leur positivisme qui m'ont permis de ne pas lâcher prise et de continuer malgré toutes les difficultés rencontrées.

Merci à tous ceux et celles avec qui j'ai pu entretenir de beaux échanges et de belles conversations dans les corridors de l'Envirotron, soit Marie-Pierre Lamy, Edith Tousignant et les étudiants.

Avant-propos

Le deuxième chapitre intitulé « *Plant establishment and performance in bioretention systems under cold climate* » est rédigé sous la forme d'un article scientifique et concerne le volet sur les végétaux. L'article scientifique, dont je suis l'auteure principale, sera soumis prochainement pour publication à la revue *Ecological Engineering*. Celui-ci sera donc révisé et probablement modifié à la suite du dépôt initial de ce manuscrit. Pour ce chapitre, la rédaction du manuscrit, la mise en place du protocole d'échantillonnage, la récolte et l'entrée de données, les analyses statistiques, ainsi que l'analyse des résultats et graphiques ont été faites par moi-même. Les coauteurs de l'article scientifique sont Guillaume Grégoire (directeur de recherche), professeur adjoint et titulaire de la Chaire de leadership en enseignement sur les infrastructures végétalisées Jean-Tremblay et Monique Poulin (codirectrice de recherche), professeure titulaire au Département de phytologie de l'Université Laval, et ont collaboré à l'interprétation des résultats et à la révision du manuscrit.

Introduction

La gestion des eaux pluviales en milieu urbain a longtemps été associée à l'évacuation rapide des eaux de ruissellement dans les systèmes d'égouts unitaires. Cependant, une telle stratégie est de moins en moins adaptée face à la hausse considérable de la quantité d'eau à traiter. En effet, l'urbanisation et la densification de la population s'accompagnent d'une imperméabilisation des sols, ce qui entraîne une réduction de la percolation de l'eau dans le sol. Cela engendre d'importants défis de gestion des eaux pluviales, tels qu'une augmentation du volume de ruissellement (Hunt et Watkiss, 2011). Dans un contexte de changements climatiques caractérisé par des événements pluvieux intensifs plus fréquents, une augmentation du volume et des débits d'eau à gérer exerce une pression accrue sur les réseaux d'égouts (Ouranos, 2015 ; Pierre et al., 2019), en plus d'être une source de contamination pour l'environnement, en particulier pour les villes où un système d'égout unitaire est utilisé (Gnecco et al., 2005 ; Pataki et al., 2011). Dans ce contexte, l'utilisation d'infrastructures végétalisées, comme les systèmes de biorétention et les noues végétalisées, pour intercepter et filtrer l'eau de pluie directement à la source a augmenté de façon constante en Amérique du Nord au cours des dernières années (Leroy et al., 2016). Toutefois, peu de données sont disponibles quant à la sélection des végétaux dans ces types d'installation sous climat froid, malgré l'intérêt grandissant des municipalités pour ce type d'infrastructures. De plus, de nombreux facteurs ont été peu étudiés sous des conditions réelles retrouvées dans les systèmes de biorétention, notamment la croissance et l'établissement des végétaux à plus long terme, l'influence du positionnement sur le développement des plantes et le suivi intra et inter-saison du substrat.

Dans le cadre du plan d'action pour la protection du lac Saint-Charles et de la prise d'eau potable, la Ville de Québec a construit, en 2019, une centaine d'ouvrages végétalisés pour la gestion des eaux pluviales au sein de six rues résidentielles dans le secteur sud-ouest du lac Saint-Charles. Le présent projet de recherche a vu le jour en réponse à la demande d'un suivi à effectuer sur les végétaux et sur les substrats dans ces ouvrages. Cette recherche a été réalisée dans le cadre d'une collaboration entre la Ville de Québec et Agiro, un organisme à but non lucratif, mise en place grâce au *Programme de soutien aux municipalités dans la mise en place d'infrastructures de gestion durable des eaux de pluie à la source* du ministère des Affaires municipales et de l'Habitation.

Ce projet de maîtrise a donc pour objectif principal d'effectuer un suivi sur les végétaux implantés dans des noues végétalisées et de voir l'influence du positionnement de ces espèces sur leur croissance et leur survie, dans le but à long terme d'émettre des recommandations d'espèces optimales les mieux adaptées aux conditions du milieu. Comme objectif secondaire, l'expérience vise à faire un suivi sur les substrats afin d'évaluer l'évolution intra et inter saisonnière de leurs propriétés physico-chimiques. Dans le premier chapitre, une brève revue de littérature sera abordée sur la gestion des eaux pluviales au Québec, les impacts et les conséquences du ruissellement et les

systèmes de biorétention. Les fonctions plus précises apportées par ces systèmes végétalisés seront abordées, suivies de la sélection des végétaux. Enfin, la problématique entourant le lac Saint-Charles sera évoquée et résultera sur les objectifs et hypothèses du projet de recherche. Le deuxième chapitre abordera le volet recherche sur les végétaux, où la survie et la croissance d'espèces végétales à différentes positions sur plusieurs années ont été étudiées. De cette étude découlera une liste d'espèces adaptées aux noues végétalisées. Le dernier chapitre portera sur le volet des substrats, où l'évolution des propriétés physico-chimiques, de l'évolution de la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol des noues et de la teneur en eau volumétrique sera analysée et discutée. Enfin, une conclusion générale permettra de bien interpréter l'ensemble des résultats obtenus de la recherche et d'identifier les mécanismes potentiellement impliqués dans le succès des espèces végétales dans les systèmes de biorétention au Québec.

Chapitre 1 – Revue de littérature

1.1 La gestion des eaux pluviales

Il existe deux types de systèmes d'égouts utilisés en Amérique du Nord, soit les systèmes séparatifs et les systèmes combinés (également appelés unitaires) (**Fig. 1**). Un réseau séparatif (réseau double) est un système qui possède deux conduites séparées, une pour les eaux usées et une autre pour les eaux pluviales. Ce type de réseau permet de diminuer le débit et le volume d'eau qui sont acheminés vers les stations d'épurations, en rejetant directement les eaux de pluie dans les milieux récepteurs ou en les canalisant vers des installations de traitement prévues à cet effet (Marsalek et Kok, 1997). Les systèmes d'égouts combinés (réseau simple) permettent de recueillir et de gérer à la fois les eaux pluviales et les eaux sanitaires dans une même canalisation, de façon à être acheminées et traitées ensemble vers les stations d'épuration municipales. Toutefois, lorsque le débit et le volume d'eau sont trop importants pour la capacité du réseau d'égouts ou de la station d'épuration, une partie de l'écoulement est détournée vers des milieux récepteurs par le biais de trop-pleins. Ce mélange d'eaux usées et d'eau pluviale est alors rejeté, et ce, sans traitement, dans des milieux récepteurs voisins tels que les cours d'eau et les lacs; un phénomène qu'on appelle surverse (Chambers and al., 1997). En 2020, ce sont plus de 50 000 événements de surverses qui ont été enregistrés dans les cours d'eau du Québec, comparativement à 60 000 en 2019 où les précipitations avaient été plus élevées (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, 2022). La majorité de ces débordements et événements de surverses se sont produits en contexte de pluie (69 %) et de fonte (21 %) comparativement à 9 % pour ceux en contexte d'urgence, 1 % pour ceux en temps sec et 1 % pour ceux causés par des travaux planifiés (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, 2022). Les débordements en contexte d'urgence peuvent être causés par une situation imprévisible et non récurrente engendrée par exemple par des problèmes électriques, des bris mécaniques, du délestage d'urgence, des arrêts volontaires d'un poste de pompage, une fuite d'eau potable ou même des incendies sur le réseau. Les débordements et événements de surverse produits en temps sec sont définis comme étant des périodes en dehors des périodes de pluie ou débutant 24 heures après la fin d'une pluie, alors que la réalisation de travaux visant la modification, la réparation et l'entretien d'un ouvrage sont considérés comme des événements causés par des travaux planifiés (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, 2015). Il existe peu de données détaillées sur la proportion des systèmes d'égouts séparatifs ou combinés au Canada, toutefois la plupart des milieux urbains qui se sont développés avant le milieu du 20^e siècle posséderaient des réseaux combinés (Chambers et al., 1997). En 1969, il était estimé que 6,7 millions de Canadiens étaient desservis par ces types de réseaux (Waller, 1969). Encore aujourd'hui, par exemple à Montréal, les 2/3 du réseau d'égouts sont de type combiné. Par ailleurs, en 2019, près de 88 municipalités au Québec ne possédaient pas de

station d'épuration et rejettent leurs eaux usées directement dans l'environnement (Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, 2022).

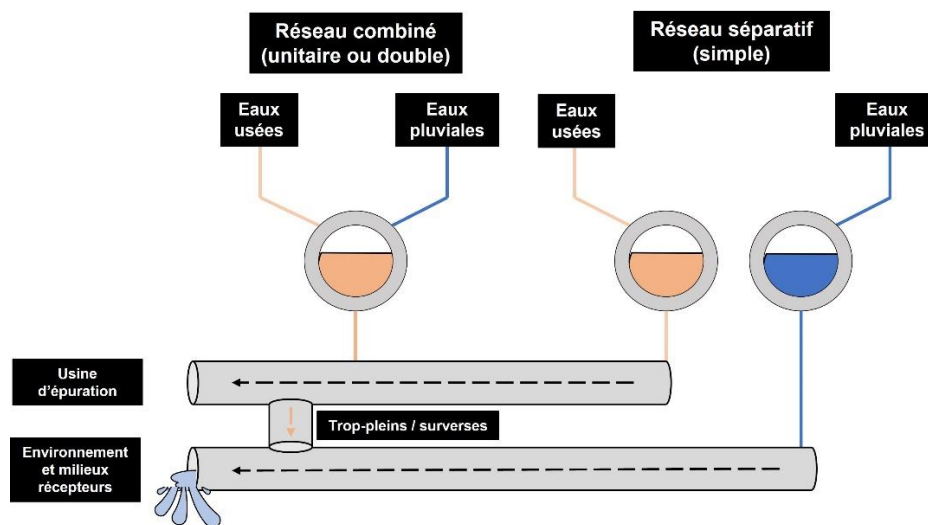


Figure 1. Les deux types de systèmes d'égouts au Québec (© Jessica Champagne-Caron)

1.2 L'impact de l'urbanisation et des changements climatiques sur le régime hydrologique

Une des stratégies de la gestion des eaux pluviales en milieu urbain a longtemps été associée à l'évacuation rapide des eaux de ruissellement dans les systèmes combinés d'égouts. Cependant, une telle stratégie est de moins en moins adaptée face à la hausse considérable de la quantité d'eau à traiter. Cette hausse est notamment due à l'urbanisation et à une plus grande fréquence des événements de pluie intensive causée par les changements climatiques (Ouranos, 2015; Pierre et al., 2019) et peut contribuer à l'accroissement des inondations (Bush et al., 2022) et des événements de surverses des réseaux d'égouts. De plus, les changements climatiques au Québec pourraient également engendrer une augmentation des épisodes de redoux hivernaux et de la fréquence des crues hivernales dépendamment des régions, pouvant entraîner des conséquences importantes sur la gestion des eaux pluviales (Rondeau-Genesse, 2020).

L'urbanisation est caractérisée par l'étalement urbain et la densification du territoire et s'accompagne d'un accroissement des surfaces minéralisées et imperméables telles que celles occupées par les bâtiments, les zones routières et les tunnels de transport, diminuant ainsi les surfaces perméables pouvant absorber les eaux pluviales (Hunt et Watkiss, 2011). Par exemple, en milieu naturel, 50 % des eaux pluviales pourront s'infiltrer dans le sol grâce aux surfaces perméables, 40 % de ces eaux pourront également être retournées dans l'atmosphère par le processus d'évapotranspiration et 10 % seulement seront susceptible d'être transportées par ruissellement (Stephens et al., 2002; Rivard,

Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs et Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, 2011). À l'inverse, en milieu urbain, 30 à 50 % des eaux de ruissellement vont se retrouver dans un réseau d'égouts combinés ou séparatifs (Falk, 1983). Cette hausse de ruissellement causée par les surfaces imperméables favorise l'augmentation des volumes et des débits d'eau à gérer par les réseaux d'égouts, en plus de favoriser une accumulation des contaminants dans les réseaux sanitaires des villes. Une telle situation peut engendrer une forte pression et des débits de pointes élevés sur les systèmes d'égouts combinés en période de pluie intensive, considérant la capacité déjà limitée de ces systèmes à pouvoir gérer des surplus d'eau (Gnecco et al., 2005; Pataki et al., 2011).

1.3 Les conséquences du ruissellement

Le rejet des eaux de ruissellement dans les milieux naturels tels que les rivières et les lacs peut avoir de multiples conséquences négatives sur l'environnement et peut entraîner notamment une dégradation des écosystèmes aquatiques (Palmer et al., 2013), des problèmes d'érosion des berges (Schiff and Kinney, 2001), des risques plus accrus d'inondations et d'exposition aux agents pathogènes (Roy-Poirier and al., 2010) et une dégradation de la qualité des eaux (Marsalek and Rochfort, 2004). En effet, les surfaces minéralisées et imperméables peuvent accumuler des substances nuisibles et toxiques pour la santé humaine et pour l'environnement. Les eaux de ruissellement peuvent contenir des substances organiques telles que les composés organiques volatils (COV), des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des substances inorganiques, comme les nutriments (N, P) et les métaux lourds (par exemple, le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le nickel (Ni) et le zinc (Zn) et les sels de déglacages (Sörme et Lagerkvist, 2002; Brown et Peake, 2006; Kayhanian et al., 2012; Hilliges et al., 2013) en plus de pathogènes et de microplastiques (Müller et al., 2020) (**Tableau 1**). Au Canada, plusieurs COV dont le benzène et les HAP sont répertoriés comme substances toxiques reconnues par la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (1999) et peuvent représenter des risques cancérigènes pour la santé humaine (Gouvernement du Canada, 2019). La plupart des métaux présents dans les eaux de ruissellement sont d'origine anthropique et proviennent majoritairement des automobiles (freins, fuites de liquide), des bâtiments (altération des peintures) et des dépositions atmosphériques (Reddy et al., 2008). Ces contaminants présents dans les milieux urbains sont préoccupants à cause de leur toxicité et persistance dans l'environnement (Roewa et al., 1996; Davis et al., 2003; Lundy et al., 2012). Pour remédier à cette situation, de nouvelles stratégies en gestion des eaux pluviales sont en développement afin d'améliorer la qualité des eaux de ruissellement en plus d'assurer un certain contrôle des débits de pointe (Leroy et al., 2016).

Tableau 1. Liste des principaux contaminants des eaux de ruissellement en milieu urbain et leur origine (adaptés de : Toronto and Region and Credit Valley Conservation Authorities, 2010 et Müller et al., 2020)

Polluants	Sources
Matières en suspension et sédiments	Sites de construction, épandage de sable, émissions des véhicules, usure des chaussées
Hydrocarbures (HAPs)	Fuites, déversements et émissions de véhicules, usure de l'asphalte, produits de conservation pour le bois, freins et pneus des véhicules
Pathogènes (Bactéries, virus)	Bris des fosses septiques, déchets d'animaux
Chlore, sels, calcium	Application de sels de déglacage
Nutriments (N, P)	Bris des fosses septiques, détergents, fertilisants
Cyanure	Anti-agglomérant dans les sels de déglacage et les mélanges de sable / sels
Cadmium (Cd)	Usure des pneus, freins, produits de conservation du bois
Métaux (Zinc (Zn), plomb (Pb), cuivre (Cu), manganèse (Mn), nickel (Ni), chrome (Cr), fer (Fe), tungstène (W) et autres)	Émissions de véhicules (Ni), convertisseurs catalytiques (Pd), usures des pneus (Cu, Zn, W), freins (Cu, Ni, Pb, Sb, Zn), carcasse et peinture des véhicules (Cr, Ni, Pb)
Microplastiques	Usures des pneus

1.4 Les systèmes de biorétention au Québec

1.4.1 Définition et composantes

Une des technologies les plus prometteuses utilisées pour la gestion des eaux pluviales (GEP) (« stormwater management (SWM) ») est l'utilisation de systèmes de biorétention ou de systèmes de biofiltration (Bratières et al., 2008; Alyaseri et al. 2017), qui peuvent également être désignés dans la littérature comme étant des « cellules de biorétention », « jardins de pluie » (« rain gardens »), biofiltres (« biofilters ») ou « noues végétalisées » (Muerdter et al., 2018). Les systèmes de biorétention sont considérés avant tout comme une phytotechnologie, terme en émergence pour définir l'utilisation des plantes afin de résoudre des problèmes environnementaux (Interstate Technology & Regulatory Council, 2009; Société québécoise de phytotechnologie, 2017). Une autre technologie utilisée pour la gestion des eaux pluviales est les bassins de rétention, dont le concept est assez similaire aux systèmes de biorétention. La grande distinction entre ces deux groupes repose sur leur niveau d'application potentielle pour la gestion des eaux pluviales. En fait, les systèmes de biorétention permettent un contrôle à la source ou en réseau des eaux pluviales sur une superficie inférieure à 2 ha, tandis que les bassins de rétention permettent le contrôle en aval des

réseaux de transport (fossés, conduites, rues). Ces derniers peuvent être généralement classés en deux catégories, soit les bassins secs et les bassins à retenue permanente. Les bassins secs permettent l'évaluation des eaux pluviales en moins de 48 heures tandis que les bassins à retenue permanente conservent une quantité d'eau importante en permanence, permettant ainsi de retenir et éliminer davantage les polluants et les sédiments (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs et Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, 2014). En effet, les cellules de biorétention possèdent une surface plus petite et peuvent infiltrer un volume d'eau plus faible que les bassins, ce qui permet leur instauration dans des espaces plus restreints en milieu urbain.

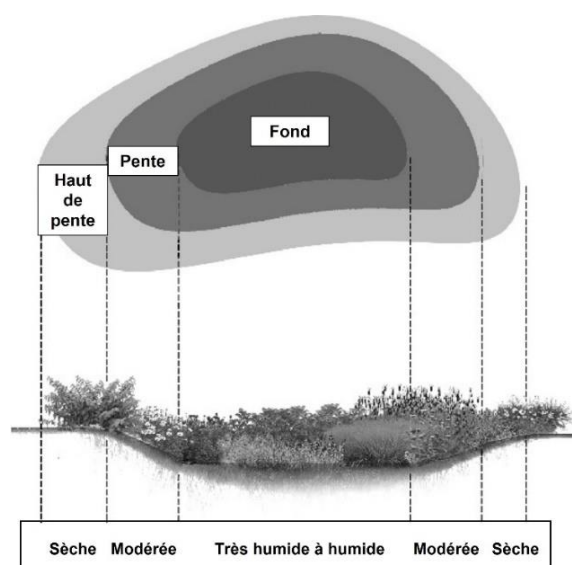


Figure 2. Gradient d'humidité dans les cellules de biorétention (adapté de : Yuan et Dunnett, 2018)

Les cellules de biorétention sont des dépressions de petite surface qui peuvent être disposées en bordure des routes et stationnements ou même près des toits dans le but d'intercepter à la source les eaux de ruissellement (Roy-Poirier et al., 2010). Elles ont été conçues pour occuper de 5 à 20 % de la surface imperméable à traiter (Association canadienne de normalisation, 2019). Elles sont caractérisées par trois zones d'humidité distinctes, représentées par un fond souvent très humide, des pentes parfois inondées et caractérisées par un sol modérément humide et un haut de pente plus sec (Dunnett et Clayden, 2007; **Fig. 2**). Sur ce gradient d'humidité variable, les végétaux choisis doivent être bien adaptés aux différentes conditions hydrologiques du milieu afin d'assurer leur survie et leur développement adéquat (Hunt et al. 2015). Un système de biorétention possède plusieurs composantes générales, soit de la végétation, une couche de paillis et un substrat à haute perméabilité (composé majoritairement de sable), une couche de filtre granulaire (sable et gravier fin), une membrane imperméable ou un géotextile semi-imperméable (optionnel), un réservoir de stockage et la plupart du temps, un drain souterrain perforé (**Fig. 3**). Toutefois, les diverses

composantes et type de configuration de base des systèmes de biorétention (avec ou sans drain souterrain perforé) peuvent varier selon les objectifs souhaités et les contraintes locales, soit principalement la perméabilité naturelle du sol en place et le risque de contamination de la nappe phréatique. L'utilisation de drains souterrains est préférable lorsque l'infiltration de l'eau dans le sol est inférieure à 15 mm/h (Association canadienne de normalisation, 2019).

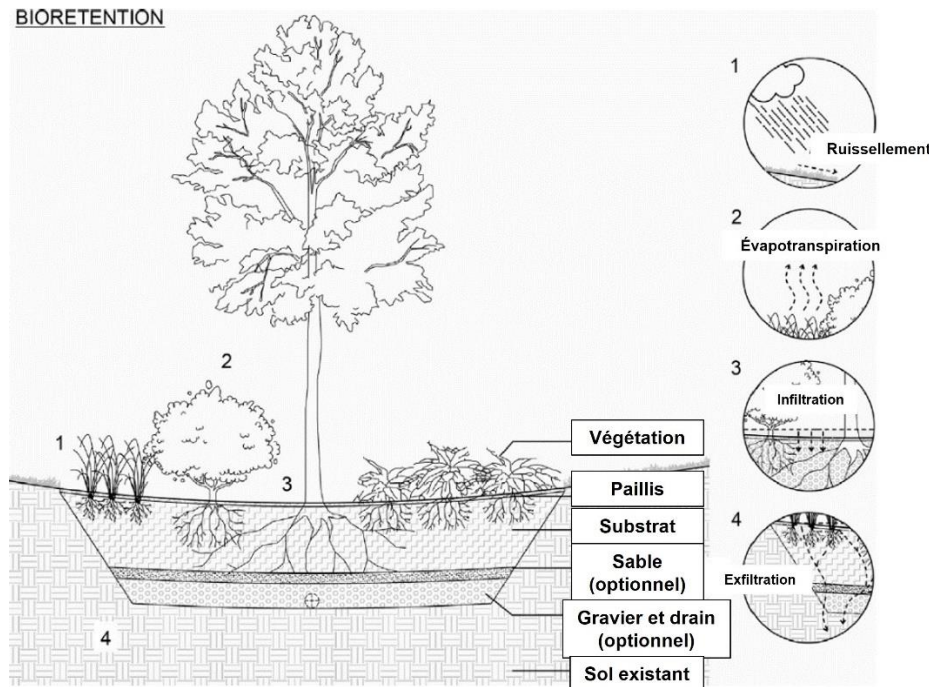


Figure 3. Représentation de la structure et des flux d'eau entrants et sortants dans une zone de biorétention (adapté de: Dagenais et al., 2018)

1.4.2 Avantages et bénéfices

Les systèmes de biorétention sont de plus en plus utilisés depuis quelques années (Davis, 2008 ; Denich et Bradford, 2010 ; Trowsdale et Simcock, 2011) en raison notamment de leur flexibilité à s'intégrer dans les paysages urbains (Bratieres et al., 2008 ; Ellis, 2013). Ils ont été conçus principalement pour contrôler les volumes et les débits de ruissellement de surface (Davis et al., 2012; James et Dymond, 2012), en plus de pouvoir en améliorer la qualité hydrologique en réduisant les concentrations et les charges en polluants des eaux pluviales urbaines (Henderson et al., 2007 ; Hunt et al., 2008 ; Hatt et al., 2009 ; Chandrasena et al., 2014 ; Zhang et al., 2014). En effet, les systèmes de biorétention jouent un rôle dans l'élimination des matières en suspension (MES), de l'azote, du phosphore, des métaux lourds, des hydrocarbures, des pathogènes (e.g. *E. coli*) et même des pesticides (Anderson et al., 2016 ; Kratky et al., 2017). Ces infrastructures vertes permettent ainsi de réduire la pression sur les systèmes d'égouts existants en réduisant les volumes entrants ainsi qu'en atténuant et en retardant les débits de pointe (Paus et Braskerud, 2013 ; Pineau et al., 2021 ; Sharma et Malaviya, 2021). Par exemple, Davis (2008) et Ping et Tao (2011) ont montré que

les biorétentions permettaient d'atteindre des taux de réduction de débits de pointe allant de 44 % à 95 %. En fait, la réduction des débits de pointe et des volumes d'eau permet de diminuer les événements de surverse dans les systèmes d'égouts combinés et de réduire l'érosion des berges des milieux récepteurs et ainsi le transport des sédiments vers les cours d'eau (Davis, 2008). Par le fait même, ces infrastructures vertes servent de récepteurs environnants qui assurent l'infiltration de l'eau dans le sol lors des précipitations et peut ainsi permettre la recharge des eaux souterraines dépendamment du type de configuration utilisé pour le système de biorétention (US Environmental Protection Agency, 2012). Elles peuvent également apporter d'autres bénéfices connexes, par exemple pour favoriser l'amélioration de l'esthétique et de la biodiversité locale (Kazemi et al., 2009; Payne et al., 2015), atténuer l'effet d'îlots de chaleur urbain (ICU) (Coutts et al., 2013; Wadzuk et al., 2015) et contribuer à la santé et au bien-être de la population (Gao et al., 2018).

Comme ces systèmes permettent principalement d'atténuer les débits de pointes et de réduire un certain volume des eaux de ruissellement, les municipalités envisagent de plus en plus leur utilisation dès la conception de travaux de réfections dans les quartiers résidentiels en milieu urbain. En fait, la mise en place de systèmes de biorétention combinée à un réseau est souvent moins onéreuse que le remplacement des conduites de réseaux d'égouts (Makungu, 2018). Des simulations économiques ont été faites par Makungu (2018) entre l'installation de cellules de biorétention et la modification du diamètre de conduites d'égouts ou le changement exclusif de conduites d'égouts. En bref, l'ajout de cellules de biorétention et la modification de conduites était trois fois moins coûteux, ce qui peut être très avantageux pour les municipalités. De plus, les systèmes de biorétention sont beaucoup plus économiques en termes de ratio de coût par volume d'eau traité qu'un réservoir d'égouts combinés pour le stockage des eaux usées des villes (Joshi et al., 2021). Par exemple, pour atteindre une réduction de 40 % de volume d'eau, le rapport coût-efficacité des systèmes de biorétention équivaut à moins de 5 % de celui d'un seul réservoir d'eaux usées pour les réseaux d'égouts combinés (Joshi et al., 2021). Par ailleurs, cette étude ne prenait pas en considération les coûts d'installation liés aux réservoirs. Les systèmes de biorétention constituent donc une bonne alternative à l'agrandissement des réseaux sanitaires, en particulier pour des secteurs résidentiels à faible densité (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs et Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, 2014).

1.4.3 Fonctions et concepts généraux

Les fonctions liées à la biorétention reposent sur des processus hydrauliques, chimiques, physiques et biologiques se produisant via le substrat, les végétaux et les microorganismes. (Department of Environmental Resources, 2007). Les systèmes de biorétention peuvent agir principalement sur deux aspects, soit sur 1) la performance hydraulique et 2) l'amélioration de la qualité de l'eau. Sommairement, les principes reposent sur différentes fonctions tels que l'interception, la rétention, l'évapotranspiration, l'infiltration, la filtration et le traitement des eaux de pluie (Rivard, Ministère du

Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs et Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire, 2011). Une fois captée par la biorétention, l'eau de ruissellement pénètre dans le substrat où elle pourra être retenue dans celui-ci, infiltrée dans le sol sous-jacent ou être évacuée par le drain souterrain s'il est présent. Une partie de l'eau retenue dans le substrat pourra s'évaporer à la surface ou encore être absorbée par les racines puis transpirée par les plantes pour ainsi retournée dans l'atmosphère (Malaviya et Sharma, 2019; **Fig. 3**).

Fonctions apportées via le substrat et le paillis

L'infiltration de l'eau par le substrat va permettre en grande partie la filtration des débris, particules, sédiments et autres polluants et favoriser ainsi le traitement (Davis and al., 2010). La plus grande concentration et accumulation de métaux s'effectue principalement sur les 20 premiers centimètres du substrat, diminuant très rapidement par la suite jusqu'à pouvoir atteindre une concentration telle qu'initialement mesurée après une profondeur de 30 cm (Kluge et al., 2016). Quant aux hydrocarbures, plusieurs études ont montré qu'ils étaient majoritairement filtrés et adsorbés par les couches de paillis et le substrat. En effet, il avait été démontré par Hong et al. (2006) qu'une fine couche de 3 cm d'épaisseur de paillis dans des systèmes de biorétention pouvait retenir entre 80 à 95 % de toluène, de naphtalène et d'huile à moteur et que la plus grande proportion de dégradation de ces contaminants s'effectuait dans les huit premiers jours. Le substrat ainsi que le paillis jouent donc des rôles essentiels dans la filtration, la rétention et le traitement des polluants.

Fonctions apportées par la végétation

La végétation joue également un rôle important autant dans l'esthétisme que dans les fonctions apportées par les systèmes de biorétention. Par sa présence au sein du système, la végétation favorise l'absorption des nutriments (N, P, etc.) et des métaux lourds dans sa biomasse et permet également la rétention de ceux-ci dans la rhizosphère. En effet, plusieurs études ont démontré la capacité de différentes espèces à accumuler des métaux lourds tels que du zinc (Muthanna et al., 2007), du cuivre, du plomb (Van Tichelen et Colpaert, 2000; Davis et al., 2001; Ryciewicz-Borecki et al., 2016) et du cadmium (Sun et Davis, 2007) lorsqu'elles sont implantées dans des systèmes de biorétention. Par exemple, Sun et Davis (2007) ont effectué une expérience avec des pots placés en serre, dans des conditions de croissance similaires à celles de systèmes de biorétention et ont démontré la capacité hyperaccumulatrice de certaines espèces telles que *Panicum virgatum*, *Festuca arundinacea* 'Kentucky-31' et *Bromus ciliatus* à accumuler dans leur biomasse de grandes concentrations en métaux lourds. Toutefois, seulement 0.5 à 3.3 % de la concentration en métaux a été retrouvé dans les plantes comparativement à 88 à 97 % dans les substrats. Des rendements plus élevés seraient nécessaires afin de réduire davantage la concentration en métaux lourds dans les substrats, en permettant de stocker une plus grande quantité de métaux dans la biomasse végétale. Un entretien régulier à chaque fin de saison de croissance consistant à retirer la biomasse foliaire

serait toutefois nécessaire afin d'éviter un relargage des nutriments et contaminants dans l'environnement (Jose et Gordon, 2008; Sun et al., 2007). Le substrat quant à lui possède une grande capacité de rétention des métaux lourds et contaminants, et peut permettre l'accumulation sur plus de 20 ans avant de provoquer des risques pour l'environnement (Davis et al., 2003; Kluge et al., 2016). Lorsque le système deviendra saturé en contaminants, une fine couche de substrat, dans laquelle se situe la plus grande concentration en métaux, pourra être retirée et remplacée (Sun et al., 2007). Les plantes, via les processus d'interception foliaire, d'absorption racinaire et de transpiration, contribuent également à la réduction des volumes d'eau (Nocco et al., 2016; Hess, 2017). Le réseau racinaire des différentes espèces peut également contribuer à augmenter l'infiltration de l'eau dans le sol en créant des chemins préférentiels (Rasse et al. 2000; Hatt et al. 2009; Muerdter et al. 2018; Xia et al., 2020). Malgré le fait que les hydrocarbures soient majoritairement retenus et dégradés dans le paillis et le substrat, l'influence de la communauté microbienne de la rhizosphère des plantes peut également contribuer à la réduction des hydrocarbures dans les eaux pluviales, et plus particulièrement les molécules à faible masse (LeFevre et al, 2012a, LeFevre et al., 2012b; Muerdter et al., 2018). Une étude effectuée par LeFevre et al. (2012a) avait toutefois montré que l'absorption par la plante pouvait représenter entre 2 et 23 % de la réduction des hydrocarbures dans le sol, mais que cette valeur variait grandement d'une espèce à l'autre.

1.4.4 Sélection des végétaux

Plusieurs critères doivent être pris en considération lors de la sélection des végétaux, soit principalement la tolérance des espèces aux différentes conditions environnementales rencontrées dans les systèmes de biorétention et l'esthétisme de la plantation. En effet, les végétaux choisis doivent être bien adaptés au milieu de croissance caractérisé par un gradient d'humidité très variable, passant de très sec à très humide, ce qui peut occasionner des stress hydriques chez les plantes (Hanslin et al., 2017). Les différentes espèces doivent également être tolérantes aux contaminants qui peuvent s'accumuler dans les systèmes de biorétention, plus particulièrement les métaux lourds et les sels (Li et Davis, 2008; Al-Ameri et al., 2018). Sous climat froid, l'épandage de sels de déglacage est fréquent sur les routes et peut affecter la survie et la croissance de la végétation (Munck et al., 2010; Laukli et al., 2022). En effet, Laukli et al. (2022) ont montré que les espèces situées près de la route dans les systèmes de biorétention avaient un taux de survie inférieur de 50 % et une croissance relativement plus faible à celui des espèces situées à l'opposé. La survie et la croissance représentent donc des critères importants pour la sélection d'espèces optimales dans des systèmes de biorétention.

Selon The Maryland Stormwater Design Manual (2007), « l'esthétique et l'aspect visuel devraient être une considération primordiale » pour la conception de meilleures pratiques de gestion des eaux pluviales. De beaux aménagements paysagers avec une diversité de fleurs et de couleurs attrayantes sont essentiels afin d'obtenir l'acceptabilité sociale du public en milieu urbain (Özgüner and Kendle,

2006; Lindemann-Matthies and Bose, 2007; Lindemann-Matthies et al., 2010; Hoyle, 2018). En fait, plusieurs études ont montré un lien positif direct entre la diversité des espèces végétales et l'appréciation du public (Lindemann-Matthies et al., 2010, Southon et al., 2017). Toutefois, une récente expérience menée par Graves et al. (2017) a montré que la régularité des espèces, la diversité des couleurs des fleurs et leur abondance étaient des critères importants sur la perception de l'esthétisme, mais que la richesse des espèces n'affectait pas ce dernier. De plus, Hoyle et al. (2018) ont demandé à une centaine de visiteurs de remplir un sondage sur leur perception de l'esthétisme et de la valeur de la biodiversité de diverses combinaisons de prairies florales implantées. Les résultats principaux ressortis étaient que la diversité des couleurs florales déterminait la réponse du public face à l'esthétisme de la parcelle, mais que la diversité des espèces plantées n'était pas déterminante dans leur réaction. L'acceptabilité sociale des systèmes de biorétention passe également par l'entretien des végétaux, par exemple avec le désherbage afin d'endiguer l'envahissement par les adventices. Dès lors, des espèces à croissance plus rapide ayant une faible prépondérance aux adventices seraient plus avantageuses dans les systèmes de biorétention. D'autres critères importants, basés sur la performance, peuvent être retenus pour le choix des végétaux dans l'aménagement de biorétention, dont leur capacité à traiter les eaux pluviales, leur capacité à réduire les volumes d'eau et les débits de pointes et leur impact sur la biodiversité (Cagelais, 2014), mais ces derniers critères sont encore peu utilisés.

1.5 État et problématique du lac Saint-Charles

Le lac Saint-Charles est le principal réservoir d'eau potable de la Ville de Québec et il subit présentement un vieillissement accéléré en raison des impacts de l'urbanisation, qui accélèrent la dégradation de la qualité de l'eau. En effet, le lac subit plusieurs effets négatifs engendrés par les activités humaines dont : 1) l'éclosion de cyanobactéries; 2) la prolifération des plantes aquatiques; 3) l'absence prolongée d'oxygène en eaux profondes et 4) le réchauffement des eaux de surfaces. Plusieurs facteurs peuvent affecter la qualité d'eau du lac, dont les petits affluents qui alimentent le lac Saint-Charles. En effet, 50 % de ceux-ci ont une qualité d'eau allant de douteuse à très mauvaise, en raison de contaminations diverses provenant des installations septiques, de la station d'épuration des eaux usées, des fèces d'origine animale, des déversements de produits domestiques dangereux (ex. : huiles, peinture), de l'usage de fertilisants et de pesticides, de l'érosion des sols et de l'épandage d'abat-poussière et de sels de voirie sur les routes (Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles, 2014). Tous ces facteurs contribuent à la hausse des apports en nutriments, notamment en azote et en sédiments, dans les eaux ce qui favorise l'accélération du processus d'eutrophisation et à la dégradation de la qualité d'eau du lac. L'augmentation de l'apport en éléments nutritifs dans le lac est également favorisée par la hausse du ruissellement urbain engendrée par l'urbanisation, qui a diminué les surfaces perméables pouvant infiltrer les eaux pluviales. En effet, le bassin versant du lac Saint-Charles draine 170 km² dont 16 % sont fortement

anthropisées, incluant 5,1 % sont des surfaces imperméabilisées et minéralisées (Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles, 2014). Ces surfaces imperméabilisées favorisent le ruissellement à défaut d'une gestion à la source des eaux de surfaces par les surfaces perméables. Ces surfaces imperméables ont donc comme effet de diminuer l'infiltration et la filtration naturelle et peuvent également affecter le pH et la température de l'eau du lac.

Pour pallier la dégradation de la qualité de l'eau du bassin versant du lac et de la prise d'eau potable, plusieurs objectifs ont été visés par la Ville de Québec afin de contrôler les apports en sédiments et autres polluants dont : 1) diminuer la quantité d'eau de ruissellement; 2) ralentir son écoulement; 3) réduire sa charge polluante et 4) recharger la nappe phréatique. Pour remédier à cette situation, la Ville de Québec a effectué en 2019-2020 un réaménagement du système de gestion des eaux pluviales par la mise en place de noues végétalisées dans six rues résidentielles du secteur sud-ouest du lac Saint-Charles.

1.6 Objectifs et hypothèses

Objectif

L'objectif général de ce projet de maîtrise visait à évaluer la résilience et la performance d'espèces végétales sur plusieurs positions, et à suivre l'évolution des propriétés physico-chimiques des substrats instaurés durant trois années dans des noues végétalisées pour la gestion des eaux pluviales.

Objectifs spécifiques :

Volet 1 : les végétaux

1. Évaluer et comprendre l'influence du positionnement sur la survie, la croissance, la floribondité ainsi que l'abondance d'adventices chez les espèces plantées;
2. Identifier les espèces les mieux adaptées aux conditions environnementales présentes dans les noues végétalisées sous climat froid;

Volet 2 : les substrats

3. Suivre l'évolution intra – et inter – saisonnière des propriétés chimiques des substrats;
4. Mesurer l'évolution de la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol des noues;
5. Quantifier la teneur en eau volumétrique des substrats aux différentes positions dans les noues.

Hypothèses :

Plusieurs hypothèses de recherche ont été élaborées en lien avec chacun des volets du projet de recherche, soit :

1. La survie, la croissance, la floribondité ainsi que l'abondance d'adventices chez les différentes espèces seront influencées par leur positionnement dans les noues végétalisées.
2. La conductivité hydraulique des noues végétalisées diminuera au fil du temps en raison du risque de colmatage accru dans ces systèmes, quoique la croissance des végétaux pourrait influencer positivement la perméabilité des substrats.

3. Il y aura une augmentation de la teneur de certains contaminants et éléments chimiques sur les sites d'échanges des composantes du sol.

Chapitre 2.

Plant establishment and performance in bioretention systems under cold climate

Cet article sera soumis à la revue *Ecological Engineering*

Résumé

Une expérience a été menée durant trois saisons de croissance de 2020 à 2022 dans une banlieue de la ville de Québec, afin d'effectuer un suivi de l'établissement et la performance d'espèces sur différentes positions au sein de systèmes de biorétention. Les objectifs étaient d'évaluer l'influence du positionnement sur la survie, la croissance, la floraison et la présence des adventices, ainsi que d'identifier les espèces les plus et les moins adaptées. Les résultats montrent que la survie n'a pas été affectée par le positionnement. Cependant, pour la plupart des espèces, la surface foliaire était plus élevée et la hauteur était plus faible en haut de pente, tandis que l'effet inverse a été observé en milieu de pente. La floribondité était plus élevée en haut de pente pour quatre espèces, alors que la moitié des espèces avaient une plus grande proportion d'adventices/m² en milieu de pente. Sept espèces ont montré des taux de survie et de croissance plus faibles que les autres. Au total, quinze espèces sur vingt-deux se sont montrées bien adaptées dans les systèmes de biorétention pendant les trois années de l'expérience.

Abstract

Urbanization coupled with climate change is influencing the hydrological regime, resulting in significant stormwater management challenges. In this context, the use of green infrastructures such as bioswales and bioretention systems to intercept, slow down and filter runoff has been increasing in North America in recent years. However, little data is available on the selection of optimal plant species adapted to cold climates, despite the strong interest of municipalities for these phytotechnologies. The influence of positioning on the establishment and growth of plants is also a factor that require further investigation. A field experiment was conducted during three growing seasons from July 2020 to August 2022 in a proximal suburb of Québec city, Canada, to monitor the establishment and performance of plants at different level positions in 48 cold climate bioretention systems along streets. The aims of the study were to monitor the survival and growth of 22 species planted and to understand the influence of plant-level positions (margin, slope, bottom) on survival, growth, floridity, and weed prevalence, in order to identify the species that are the most and least adapted to the different moisture conditions. Key parameters measured include survival and spring recovery rate (survival), area and height (growth rate), stem or flower buds (floridity), weed abundance and diversity (weeds prevalence). Species were chosen to meet certain aesthetic and ecological criteria such as their tolerance to water stress, their resistance to insects and diseases and to winter conditions, their adaptation to light exposure and their rapid growth that resulted in an interesting visual aesthetic for the bioretention cells. Results show that survival wasn't affected by the position within the bioretention systems. However, for most species, area was increased, and height was decreased at the margin position, while we noticed the opposite effect at the slope position. Floridity was only increased at the margin position for four species (*Heliopsis helianthoides* (Linnaeus) Sweet, *Coreopsis verticillata* L., *Hemerocallis* 'Stella Supreme' L., *Verbena hastata* L.), while half of species had a greater proportion of weeds/m² at the slope position. Seven species (*Campanula carpatica* Jacq "Alba", *Hesperis matronalis* L., *Osmundastrum cinnamomeum* (Linnaeus) C. Presl, *Rudbeckia hirta* L., *Verbena hastata* L., *Cerastium tomentosum* L., *Athyrium filix-femina* (Linnaeus) Roth ex Mertens) have shown poorer survival and growth rates over time than the others. Overall, fifteen out of twenty-two species (*Achillea millefolium* L., *Anemone canadenses* (Linnaeus) Mosyakin, *Astilbe x arendsii* 'White', *Chelone glabra* L., *Coreopsis verticillata* 'Zagreb' L., *Heliopsis helianthoides* (Linnaeus) Sweet, *Geranium sanguineum* L., *Hemerocallis* 'Stella Supreme' L., *Iris sibirica* L., *Iris versicolor* L., *Mentha arvensis* L., *Physostegia virginiana* (Linnaeus) Bentham, *Symphyotrichum novae-angliae* (Linnaeus) G.L. Nesom, *Sanguisorba canadensis* L., *Thalictrum aquilegiifolium* L.) performed well in the bioretention systems with minimum maintenance during the three years of the experiment. Results also show that plant area at the end of the growing season and weed abundance were much more influenced by position in the bioretention cells than height or floridity, while survival was not influenced by this factor. A better knowledge of plant interactions in spatial and temporal distributions can contribute to improve and potentially maximize bioretention performance. While

most studies have been carried out on the depolluting effectiveness of plants in bioretention systems, other aspects such as social acceptability, pollinators attraction and maintenance practices should be investigated in future research for species selection in bioretention systems.

2.1 Introduction

In many temperate regions, climate change has been associated with more frequent and intensive rain events (Myhre and al. 2019; Intergovernmental Panel on Climate Change, 2022). Urban sprawl, driven by population growth, contributes to increased stormwater runoff generated from impervious surfaces, resulting in the deterioration of water quality in the environment (LeFevre and al., 2015). More precisely, runoff from mineralized and impervious surfaces can contain substances that are harmful and toxic to human health and that may persist in the environment, including nutrients, sediments and suspended solids (SS), organic components, and inorganic contaminants such as metals and de-icing salts in cold climate (Sörme and Lagerkvist, 2002; Brown and Peake, 2006; Kayhanian and al., 2012; Hilliges and al., 2013). A wide range of stormwater treatment technologies have been developed to tackle stormwater pollution and reduce runoff by managing water closer to the source. They are commonly called “low-impact development” (Davis, 2005) or “green infrastructures” (GI) in North America (Liu and al., 2014; Kaykhosravi and al., 2018), “water sensitive urban design” in Australia (Fletcher and al., 2015), or “the sponge city plan” in China (Jia and al., 2017), and are increasingly implemented in growing suburban areas.

One particular technology used for low-impact development is bioretention or biofiltration systems, often also called “bioretention cells”, “rain gardens”, “biofilters” or “bioswales”. They consist of a depressed area filled with high-permeable media layer (mostly sand), sometimes covered with mulch, and planted most often with horticultural species. They are typically of small area and set within parking lots, close to roofs, or along roadways to intercept surface runoff (Roy-Poirier and al., 2010), in order to control volumes and peaks (Davis and al., 2012; James and Dymond, 2012; Pineau and al., 2021), in addition to being able to improve the hydrological quality of runoff (Henderson and al., 2007; Hunt and al., 2008; Hatt and al., 2009; Zhang and al., 2014; Chandrasena and al., 2014). Bioretention systems are characterized as having a moisture gradient along three distinct zones: an often moist to waterlogged depression bottom, an occasionally flooded side-slope characterized by a moderately moist soil, and a dryish margin (Dunnett and Clayden, 2007). Yet, very little studies performed in bioretention systems have actually examined plant establishment along this gradient, especially with direct measurements of soil physical conditions (Kratky and al., 2017; Laukli and al., 2022).

Vegetation and growing media have been shown to support the two-fold role of bioretention systems. Indeed, plants and growing media reduce both the water flow and total volume (Davis and McCuen, 2005; Davis and al., 2009; Hunt and al., 2012) through the different processes of interception (i.e., leaves, stems, soil), infiltration (i.e., soil), evaporation (i.e., plants and soil surfaces), and transpiration (i.e., plants) (Dunnett and Clayden, 2007). Processes such as filtration (i.e., soil and fibrous plant roots), assimilation (i.e., plants), adsorption (i.e., plant roots, soil particles, soil humus or organic

matter) and degradation/decomposition (i.e., soil microorganism) are related to improved water quality (Dunnet and Clayden, 2007). Several studies revealed that bioretention systems reduce nutrients in water varying widely from net export to 99 % for total nitrogen and from removal to net export for total phosphorus (Henderson and al., 2007; Lucas and Greenway, 2008; Bratieres and al., 2008; Read and al., 2008; Zhang and al., 2011; Locicero, 2015; Szota and al., 2015; Ryciewicz-Borecki and al., 2017). Vegetation also provides other benefits besides stormwater management, such as contributing to thermal attenuation of urban heat island effect (Coutts and al., 2013; Wadzuk and al., 2015), enhancing local biodiversity (Kazemi and al., 2011; Hoyle, 2018), as well as promoting visual aesthetics in impervious urban areas (Richards and al., 2015; Muerdter and al., 2018). Thus, attractive flowering displays and flower colour diversity are keys to gaining social acceptance of the public for designed urban vegetation (Özgüner and Kendle, 2006; Lindemann-Matthies and Bose, 2007; Lindemann-Matthies and al., 2010; Hoyle, 2018).

Several studies have been published over the last few years on the function of bioretention systems, focusing especially on hydrological performance (Muthanna and al., 2007; Paus and al., 2015; Kratky and al., 2017; Kristvik and al., 2019; Venvik and Boogard, 2020). However, the role of plants in these systems has been neglected by the civil-engineering community of practice (Spraaakman and al., 2020). Plant species used in bioretention systems must be well adapted to prevailing extreme growing conditions that can vary alternatively between drought and periodic waterlogging (Dunnett and Clayden, 2007), which can cause significant water stress to plants (Hanslin and al., 2017). Plant species must also be able to tolerate contaminants that are concentrated by the bioretention system, notably metals, as well as salts and sand used to de-ice roads during winter. A well established and growing plant will improve the hydrological performance of the bioretention system in addition to being more aesthetic, leading to a better social acceptance in urban areas (Özgüner and Kendle, 2006; Lindemann-Matthies and Bose, 2007; Lindemann-Matthies and al., 2010; Hoyle, 2018). Unfortunately, most plant selection guides used by urban planning professionals or landscape architects are not well adapted to bioretention systems, this being particularly true for cold climates, since most experiments were conducted in warm and temperate climates (Haraldsen and al., 2019). Indeed, while several lists of recommended plants for use have been published over the years (Dunnett and Clayden, 2007; Schmidt and al., 2007; Steiner and Domm, 2012; Yuan and Dunnet, 2018; Malaviya and al., 2019), most of them are not based on experimental or field studies. While most studies have been carried out on the depolluting effectiveness of plants in bioretention systems, few study has been carried out in real conditions to monitor the survival and growth of various species at different positions in bioretention systems (Kratky and al., 2017; Laukli and al., 2022).

This study aims at understanding the establishment success, growth, floridity and weeds abundance of 22 perennial species, at three positions (bottom, slope, margin) within 48 bioretention systems under a cold climate, in order to identify the species that are the most adapted to these growing

conditions. We predicted that species survival, establishment and growing will be maximal in the slope position since the humidity variation of the substrate and interspecific competition is lower than on the other positions. Results from this research will be helpful to improve plant survival and growth in bioretention systems, thus improving the performance of these infrastructures.

2.2 Materials and methods

2.2.1 Site Description

A real-scale field study was initiated in bioretention systems along streets in the vicinity of lake St. Charles, located 20 km north of Quebec City (46°48'N 71°14'W), the tenth most populous metropolitan region in Canada (3 408 km² metropolitan area; 839 310 inhabitants) (**Fig. 4**). Lake St. Charles is the main reservoir of drinking water in Quebec City, supplying nearly 300,000 residents (53 % of the total population). The Saint-Charles River watershed has 350,000 inhabitants for an area of 550 km² (636 people/km²) (Brodeur et al., 2009; Agiro, 2018). A large part of the watershed is still covered by natural habitats, with forests and wetlands representing 67 % and 7 % of the territory, respectively. Yet, this watershed has experienced fast urbanization recently, which has been identified as a threat to the water quality of the lake (Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles, 2014). Urbanized areas now account for 18 % of the watershed area, with underground collectors discharging rainwater from adjacent streets directly into the lake.

The region experiences a cold temperate sub-humid climate with annual snowfall averaging 3 m, and the snow cover persisting 140 days on average each year (Environment Canada, 2012). The estimated vegetation growth time is about 165 days (Gérardin and McKenney, 2001). Meteorological temperature and precipitation data of 2020, 2021 and 2022 are presented in **Appendix A**.

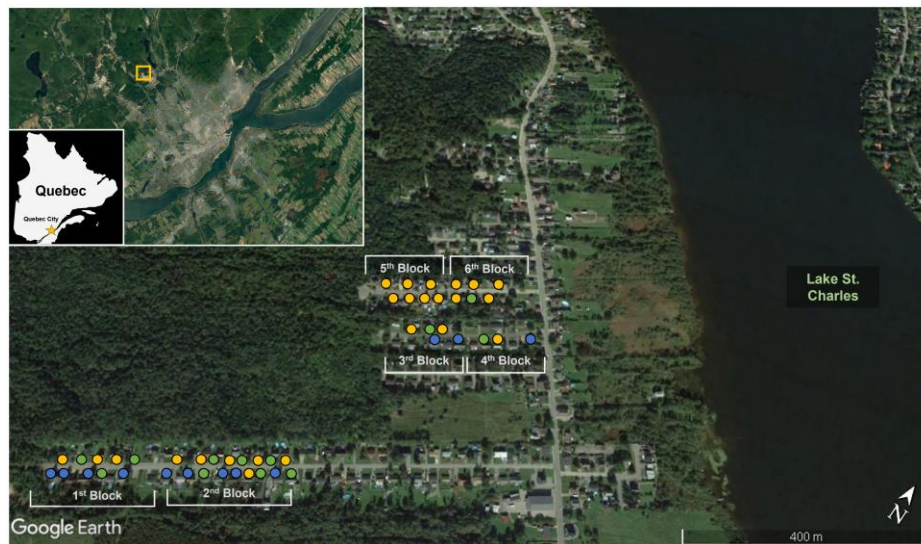


Figure 4. Location of the bioretention cells sampled in the vicinity of lake St. Charles. Bioretention cells (green circles = arrangement A, yellow circles = arrangement B, blue circles = arrangement C) were sampled from 2020 to 2022 in a residential sector located 20 km north of Quebec City (yellow square).

2.2.2 Bioretention Design and Media Characteristic

Forty-eight bioretention cells were designed, constructed, and planted by Quebec City in July 2020 on three residential streets located southwest of lake Saint-Charles. More precisely, 27, 8 and 13 bioretention cells were built respectively on each street (**Fig. 4**). The average slope across the streets was 3.8 %, and was directed east, towards the lake.

Bioretention cells had a constant width of 1.7 m, and a length between 5 to 15 m. They were filled from the bottom to the top of the cell with a layer of 0.55 to 0.80 m of clean stone (20 mm diameter), a HDPE perforated pipe (250-600 mm diameter) covered with a type IV approved geotextile membrane, then filled with a 0.45 m layer of mix sand and crushed stones CG-14 (0 – 3/8") and a 0.3 m layer of growing media mix recommended for bioretention systems, obtained from a local distributor (Natureausol®, Les Matériaux paysagers Savaria, Boucherville, Qc, Canada) (**Fig. 5**). This media contains 87.2 % sand, 10.8 % clay and 2.0 % silt by mass and has an hydraulic conductivity of 1800 cm / h, an estimated porosity of 54.6 % and an estimated density of 1.19 g/cm³. The available water capacity (AWC) was 8.5 ml of water / 100 g of substrate. An initial substrate characterization was done (**Appendix B**).

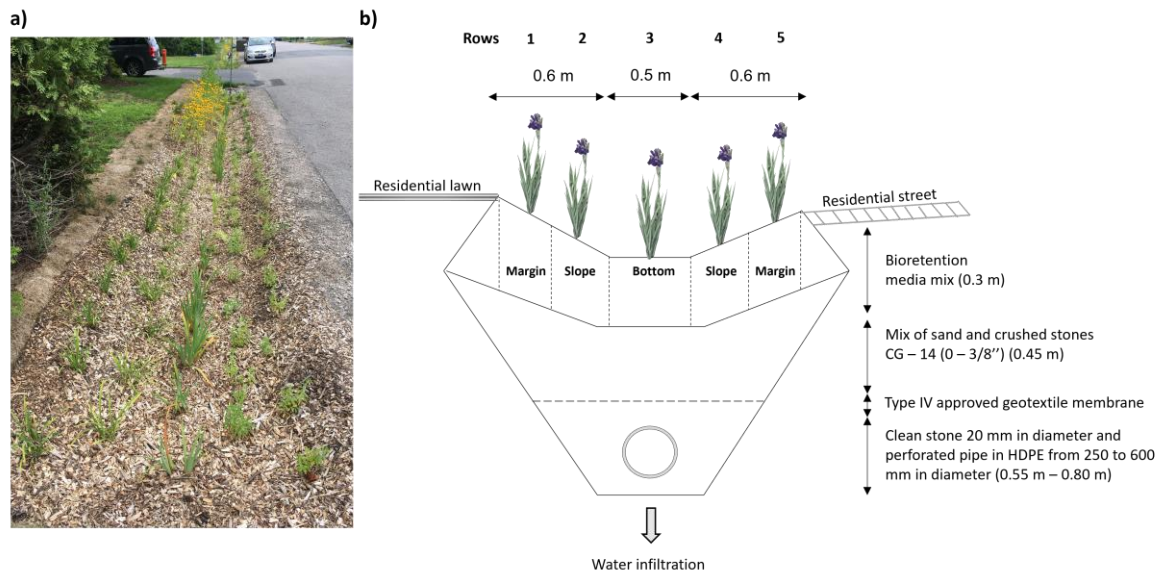


Figure 5. Actual picture (a) and schematic cross-section (b) of a bioretention cell. The average slopes in the bioretention cell of the residential lawn and the residential street side were 46.4 % and 42.2 % respectively. The average slope for the inflow of runoff from the street was 2.5 %.

2.2.3 Experimental Design

The factorial experiment was a split split plot design: main plots were planting arrangements (A, B, C) applied in six randomized incomplete blocks (two blocks per street to control the slope effect) (**Fig. 4**), subplots were species except at the bottom position and sub-subplots were the position of the

species (margin and slope) for a total of 576 units. Planting arrangement A and C had each 12 replicates, while arrangement B had 24 replicates (**Fig.4**).

2.2.4 Plant Material and Planting Arrangements

Twenty-two perennial species, including twenty forbs and two ferns (**Table 3**), were planted in July 2020 (year 1) into three types of planting arrangements (A-B-C), each with 8 different plant species. Each type of arrangement had 5 rows of plants longitudinally aligned in the bioretention cell, which were defined by three positions: the bottom (3rd row), the slopes (2nd and 4th rows) and the margins (1st and 5th rows) of the bioretention cells (**Fig. 5; Fig. 6**). A moisture gradient is present along these three positions, with the difference between positions varying between 2.5 % and 5 % for at least three days following rain events (**Appendix C**). On the slope and margin positions, and on either side from the bottom of the bioretention cell, there were three longitudinal divisions, each containing a unique species for a total of six different species. At the bottom position, two species were planted alternatively per batch of individuals (three to five) along the length of the bioretention cell (**Fig. 6**).

All plants were selected by the city landscape architect based on different aesthetic and ecological criterias (preferred native species; tolerance to water stress; adaptation to light; rapid growth and area; resistance to insects, diseases and winter conditions). The selected species, along with their abbreviations, are presented in Table 3. The planted forbs respected the Standard BNQ 0605-300 "Nursery and Turf Products" (Bureau de normalisation du Québec, 2019) and were healthy, vigorous and had firm and fasciculate roots, were free of diseases, insects, blemishes, and injuries (1 L pot size, planted in staggered rows). A 75 mm layer of ramial chipped wood mulch (length < 25 mm, Les Matériaux paysagers Savaria, Boucherville, Qc, Canada) was placed on top of the growing media in order to conserve moisture and to control weeds. Irrigation was only provided during planting to ensure adequate plant establishment. Plants were cut back to the ground each year in late October as part of the maintenance plan required by the city and leaf biomass was removed. Geotextile membranes were installed and anchored on all the surfaces of the bioretention cells in early November, before the first snowfall, and removed in early spring as soon as the snow had melted, each year. These membranes were used to prevent contamination of the bioretention cells by the road abrasives used during winter. As this study site is located nearby a potable water source, the use of abrasives (sand and crushed stones) is favoured by the city and the use of de-icing salt is very limited. No fertilizer or compost was added during the experiment. Weed control was performed by hand in mid-July 2021 (year 2), early June, and late July 2022 (year 3) by a contractor; no weed control was performed on year 1.

Table 2. List of species planted in bioretention cells

Family	Latin Name	Common Name	Abbreviation
Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i> L.	Common yarrow	Ach mil
Ranunculaceae	<i>Anemone canadenses</i> (Linnaeus) Mosyakin	Canadian Anemone	Ane can
Saxifragaceae	<i>Astilbe x arendsii</i> 'White'	Garden Astilbe	Ast are
Athyriaceae	<i>Athyrium filix-femina</i> (Linnaeus) Roth ex Mertens	Lady Fern	Ath fil
Campanulaceae	<i>Campanula carpatica</i> Jacq 'Alba'	Carpathian Bellflower	Cam car
Caryophyllaceae	<i>Cerastium tomentosum</i> L.	Snow-in-summer	Cer tom
Plantaginaceae	<i>Chelone glabra</i> L.	Turtlehead	Che gla
Asteraceae	<i>Coreopsis verticillata</i> 'Zagreb' L.	Thread leaf tickseed	Cor ver
Geraniaceae	<i>Geranium sanguineum</i> L.	Bloody geranium	Ger san
Asteraceae	<i>Helioopsis helianthoides</i> (Linnaeus) Sweet	False Sunflower	Hel hel
Xanthorrhoeaceae	<i>Hemerocallis</i> 'Stella Supreme' L.	Daylily	Hem St
Brassicaceae	<i>Hesperis matronalis</i> L.	Dame's rocket	Hes mat
Iridaceae	<i>Iris sibirica</i> L.	Siberian iris	Iri sib
Iridaceae	<i>Iris versicolor</i> L.	Blue Flag Iris	Iri ver
Lamiaceae	<i>Mentha arvensis</i> L.	Wild Mint	Men arv
Osmundaceae	<i>Osmundastrum cinnamomeum</i> (Linnaeus) C. Presl	Cinnamon Fern	Osm cin
Lamiaceae	<i>Physostegia virginiana</i> (Linnaeus) Benth	Obedient Plant	Phy vir
Asteraceae	<i>Rudbeckia hirta</i> L.	Black-eyed Susan	Rud hir
Rosaceae	<i>Sanguisorba canadensis</i> L.	Canadian Burnet, American Great Burnet	San can
Asteraceae	<i>Symphyotrichum novae-angliae</i> (Linnaeus) G.L. Nesom	New England Aster	Sym nov
Ranunculaceae	<i>Thalictrum aquilegifolium</i> L.	Columbine meadow-rue	Tha aqu
Verbenaceae	<i>Verbena hastata</i> L.	Blue Vervain	Ver has

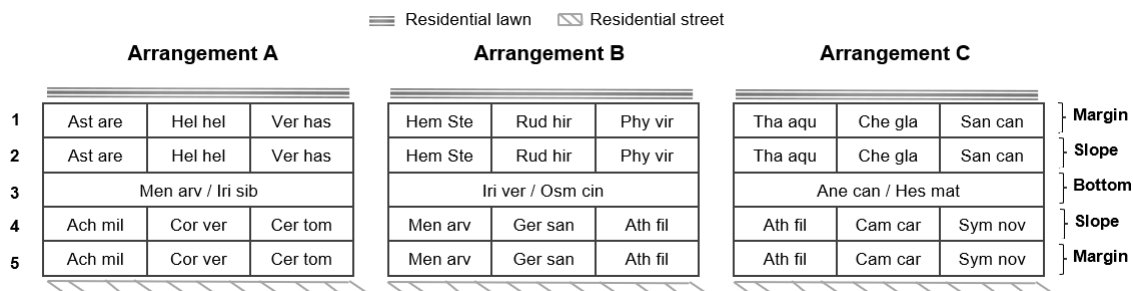


Figure 6. Three types of systematic planting arrangements used. Rows and Positions are indicated respectively in bold at the left and at the right margins. In the bottom position, two species were planted alternatively per batch of individuals (three to five) along the length of the bioretention cell.

2.2.5 Plant survival and spring recovery

The original number of plants was determined one week after planting in July 2020 (year 1) and was used to calculate the survival rate at the end of the season and the spring recovery rate at the beginning of the season. Each plant was recorded as being either alive or dead, according to the presence or absence of green foliage, respectively. Survival of each species was taken once at the end of each season in late August (year 1 to year 3). Spring recovery was measured at each start of the season in late May of years 2 and 3.

2.2.6 Plant growth and floridity

Growth was determined by measuring height and lateral area on plants. Growth and floridity was measured on four to six individual plants on each position for each species monthly on year 2 for a total of four surveys (May 23; June 25; July 24; August 25), and twice on year 3, in late May and early August, except for floridity, that was taken only on year 2. Plant height was measured vertically from the ground to the highest leaf apex. Area was calculated by measuring the maximum length and the perpendicular width on each plant and by applying the formula:

$$Area = \frac{\text{maximum length}}{2} * \frac{\text{perpendicular width}}{2} * \pi$$

Area was not measured for *Men arv*, *Ach mil* and *Phy vir* due to their creeping nature, which led to difficulties in sampling individuals. For floridity, the number of flower buds (species: *Cer tom*, *Chel gla*, *Hel hel*, *Cam car*, *Cor ver*, *Ger san*, *Hem ste*, *Men arv*, *Rud hir*, *San can*, *Ver has*) and stems flowers (species: *Ach mil*, *Ast are*, *Sym nov*, *Ath fil*, *Tha aqu*) were counted.

2.2.7 Weed abundance and diversity

Weeds were counted in the area under each individual used for plant growth and floridity measurements and within a 30 cm x 30 cm quadrat used as a reference area in late May of year 2 and 3. There were all identified to the genus level, and sometimes, to the species.

2.2.8 Statistical analysis

Each of the evaluated parameters (growth, floridity, weed incidence) was grouped and analyzed differently according to the position of the species in the bioretention cells. In fact, the species located on the margin and the slope were analyzed separately from the species located at the bottom.

2.2.8.1 Species on Margin and Slope positions

A Binomial Generalized Linear Mixed Model using Penalized Quasi-Likelihood (glmmPQL) with an empirical logit (Agresti, 2003) was used to compare survival and spring recovery rates for all species between each of the two intraspecies positions (Margin – Slope) over time. Fixed effects were species, position, and time (years). Random effects were considered for the street, block, planting arrangement, bioretention cells, and the individual id of each plant.

Growth data was analyzed using a Linear Mixed-Effects Model (lme). Area and height for all species were compared between each of the two intraspecies positions (Margin – Slope) over time. Fixed effects for these models were species, positions, and time (month). Random effects were considered for the street, block, planting arrangement, bioretention cells, individual id and years including a convergence modelizer (control = lmeControl) (Bate and al., 2015), a first order autoregressive

covariance structure for repeated measures (taken on repeated individual id measured over months) and a constant variance structure over species (weight=varIdent). Both models had a root-square transformation. Floridity was also compared for all species between each of the two intraspecies positions (Margin – Slope) over time. Fixed and random effects for the model was the same as area and height variables, except that we removed the year for the random effect (only one year of measurements). The model also had a first order autoregressive covariance structure for repeated measures, but only one constant variance structure over months (weight=varIdent). A log transformation was done on the model, and we adjusted the variable ($y + 0.1$) to account for zeros (Sokal and Rohlf, 1994). All the assumptions have been respected in each model, with outlier values removed (normality of the data was not respected, but very high robustness of the data ($-2 < \text{kurtosis test} < 2$); homogeneity of variances).

Weed abundance and diversity was also compared for all planted species between each of the two intraspecies positions (Margin – Slope) in May of year 3. The species planted were counted as weeds for statistical purposes if they encroached on individuals of another species since it could have affected plant growth. As for the distribution of weeds, these have been removed to have a more global portrait of true weeds at the scale of the bioretention cells. Fixed effects were species and positions, while random effects were considered for the street, block, planting arrangement, bioretention cells. The model also had one constant variance structure over species (weight=varIdent). A log transformation was done on the model, and we adjusted the variable ($y + 1.111$) to account for zeros (Sokal and Rohlf, 1994). All the assumptions have been respected in each model, with no outlier values removed (normality of the residuals was not respected, but very high robustness of the data ($-2 < \text{kurtosis test} < 2$); heterogeneity of the variances considered in the model). Statistical analyses was done using the functions `glmmPQL`, `lme`, `joint_tests` and `emmeans` from the “MASS” (Lenth, 2022), “emmeans” (Venable and Ripley, 2002), “multcomp” (Hothorn and al, 2008) and “nlme” (Pinheiro and Bates, 2000; Pinheiro and Bates, 2022) packages in Rstudio, version 4.2.1 (Rstudio, 2022).

2.2.8.2 Species on bottom position

The species located in the bottom of the bioretention cells were all analyzed with the same models (survival and spring recovery rates, Growth – Area and Height only – and weed abundance) as those of the species located on the slope and on the margin positions, except that the fixed effect of position was removed here for all models. Random effects were also the same. Log and square root transformations were done respectively on the area and height models. All the assumptions have been respected in each model (Area and Height), with outlier values removed (normality of the data was not respected, but very high robustness of the data ($-2 < \text{kurtosis} < 2$); homogeneity of variances). A log transformation was done on the weed abundance model. However, weed abundance's

postulates have not been all respected (normality and homogeneity of variances), but showed very high robustness of the data ($-2 < \text{kurtosis test} < 2$). No model was done for floridity because of too large differences in the data according to the months between the species.

2.3 Results

2.3.1 Margin and slope position: survival, spring recovery, growth, floridity and weed abundance and diversity

2.3.1.1 Plant survival and spring recovery

Table 3. Effects of species (without bottom position), positions (Margin, Slope) and years from planting on a) Survival (2020: year 1; 2021: year 2; 2022: year 3) b) Spring recovery (year 2 and year 3) as well as their interaction on species survival. Significant p-values (<0.05) are indicated in bold.

	a. Survival				b. Spring recovery			
	Df	SS	F.ratio	P.value	Df	SS	F.ratio	P.value
Species	16	494	63.763	<.0001	16	494	113.862	<.0001
Position	1	494	3.241	0.0724	1	494	3.445	0.0640
Year	1	1114	299.909	<.0001	1	539	30.337	<.0001
Species: Position	16	494	0.171	0.9999	16	494	0.214	0.9996
Species: Year	16	1114	44.373	<.0001	16	539	12.886	<.0001
Position: Year	1	1114	5.297	0.0215	1	539	0.022	0.8829
Species: Position: Year	16	1114	0.835	0.6456	16	539	0.903	0.5657

Plant survival rate at the end of the season was 94.1 % for year 1 and decreased to 90.9 % for year 2 and 86.3 % for the third year, but this decrease was mostly attributable to certain species (**Fig. 7a**), as survival significantly varied among species over the years ($p < .0001$; **Table 4a**). For most species, survival remained above 90 % throughout the experiment, except for 5 species. Specifically, three species (*Rud hir*, *Ver has* and *Cam car*) had their survival drop to 9 %, 46 %, 61 % respectively at the end of year 3. Two species (*Cer tom*, *Ath fil*) also showed lower survival rates, with a drop to 80 % and 84.2 % respectively at the end of year 3. The other species had significant difference between years but survival constantly remained above 90 %.

Species with the lowest spring recovery were essentially the same as those with low end of season survival (**Fig. 7b**). *Rud hir*, *Ver has*, *Hel hel* and *Ath fil* are the four species that appear to be the slowest to initiate growth in the spring, since their spring recovery rate was lower than their survival rate for year 2, (differences of 37 %, 13 %, 8 % and 5 % respectively). *Ast are*, *Cor ver*, *Ger san*, *Men arv* and *Hel hel* had significant difference between years but spring recovery was still very high (> 80 %). Overall, most species had a good spring recovery (> 95% of individuals recorded as alive in the previous fall were still alive in the following spring), except for *Rud hir*, *Ver has*, *Hel hel* and *Ath fil* that seemed slower to emerge than the others.

The impact of the position in the bioretention cells on plant survival at the end of the season was increasing over the years ($p = 0.0215$; **Table 4a**). For a given plant species, planting position (margin vs slope) did not significantly affect survival for years 1 and 2, but survival rate at the end of the

season was significantly lower (84.8 % vs 87.7 %) in the slope compared to the margin on year 3 (Fig. 8).

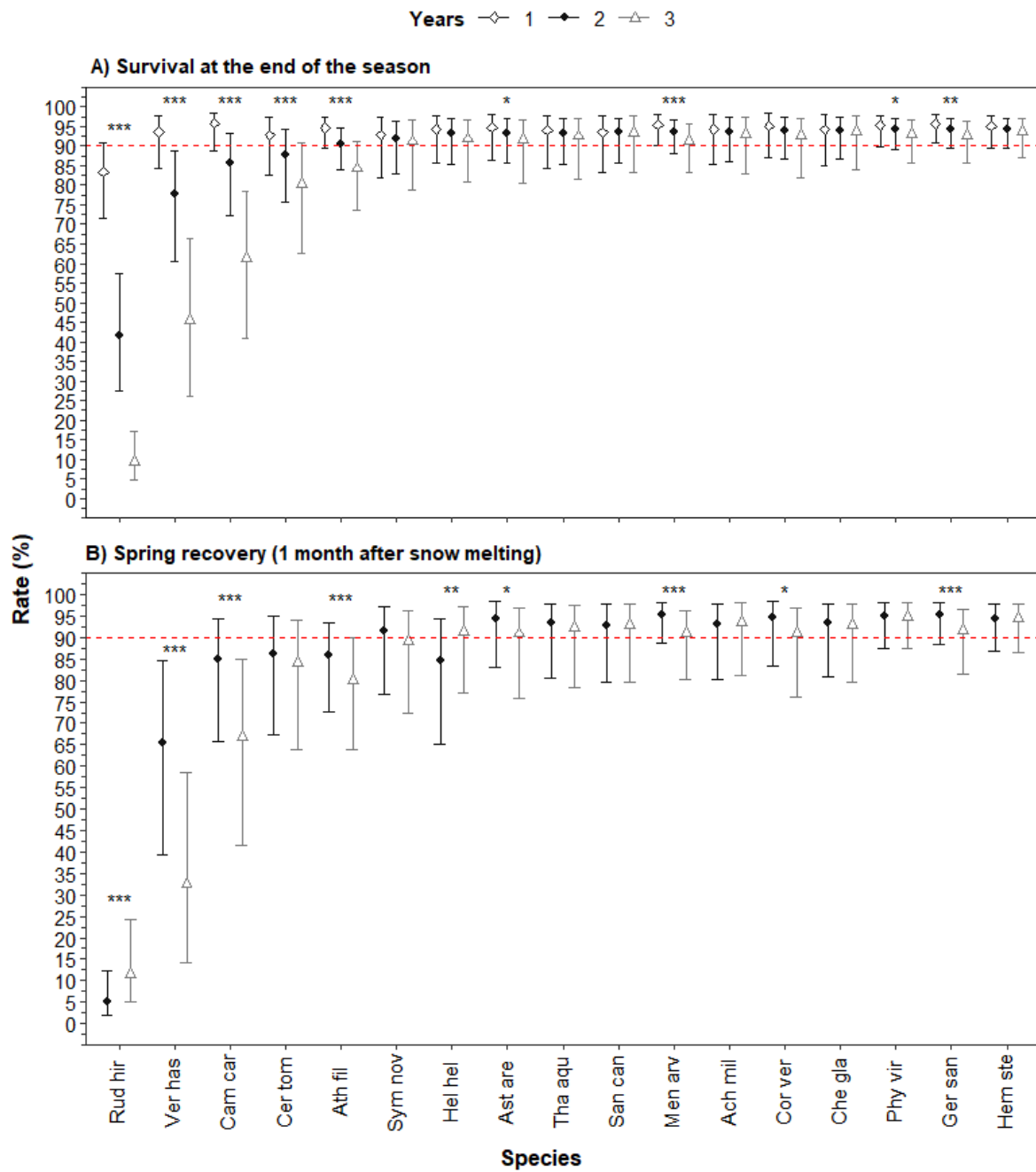


Figure 7. Survival rate at the end of each growing season (a) and spring recovery rate at the beginning of each growing season (b) (without bottom position. Species are placed in ascending order of survival (a). Since the first year include the year of establishment, the spring recovery only has two years (2 and 3). Contrasts between years are presented for each species (*** : $P \leq 0.001$; ** : $P \leq 0.01$; * : $P \leq 0.05$). Error bars represent lower and upper confidence intervals.

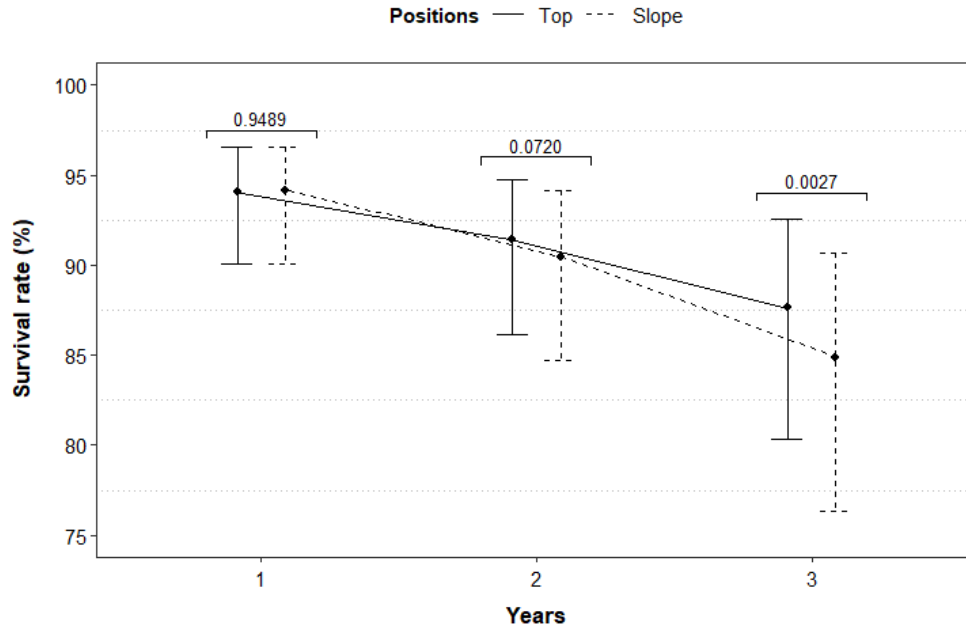


Figure 8. Plant survival (measured at the end of each growing season) for the two planting positions over the three years from the establishment. Results of Tukey's contrasts are shown between positions for each year. Other contrasts made between the years were all significant ($p < .0001$). Error bars represent lower and upper confidence intervals.

2.3.1.2 Plant Growth and Floridity

Table 4. Effects of species, positions (Margin, Slope) and months (May, June, July, August) as well as their interaction on a) Area, b) Height and c) Floridity, obtained from linear mixed models.

	a. Area				b. Height				c. Floridity			
	Df	SS	F.ratio	P.value	Df	SS	F.ratio	P.value	Df	SS	F.ratio	P.value
Species	14	3655	520.901	<.0001	16	4214	1457.685	<.0001	13	2688	157.572	<.0001
Position	1	3655	31.682	<.0001	1	4214	0.002	0.9685	1	2688	16.010	<.0001
Month	1	5599	4284.934	<.0001	1	7147	19435.087	<.0001	1	4319	5643.080	<.0001
Species: Position	14	3655	7.736	<.0001	16	4214	5.533	<.0001	13	2688	3.909	<.0001
Species: Month	14	5599	141.876	<.0001	16	7147	688.670	<.0001	13	4319	222.889	<.0001
Position: Month	1	5599	2.506	<.0001	1	7147	27.349	<.0001	1	4319	10.775	0.0015
Species: Position: Month	14	5599	4.714	<.0001	16	7147	4.034	<.0001	13	4319	4.541	<.0001

Area, height and floridity of each species were affected differently by positions and months (**Table 5**). Four species (*Cam car*, *Rud hir*, *Ver has*, *Ath fil*) had lower area at the start of the growing seasons; they also turned out to be the least developed at the end of the seasons. Five species (*San can*, *Hem ste*, *Ger san*, *Hel hel* and *Sym nov*) had a greater area during the growing season compared to the rest of the species. *Tha aqu* was the species with the largest area in May, but its growth during the rest of the season was lower than other species. For a given species, individuals planted at the margin of the bioretention cells generally had a larger area at the end of the season compared to those planted in the slope, except for *Rud hir* (**Fig. 9a**).

As it was the case for area, *Tha aqu* seemed to be the fastest vertical growing species at the start of the season, while *Rud hir* had the lowest height. Eight species (*Ver has*, *Che gla*, *Men arv*, *Ach mil*, *Phy vir*, *San can*, *Hel hel* and *Sym nov*) had the largest increase in height during the growing season. Overall, height was affected differently between positions among species over time. At the beginning of the season, six species (*Cer tom*, *Cor ver*, *Hel hel*, *Ger san*, *Hem ste*, *Phy vir*) were significantly higher in the margin position compared to the slope position. However, at the end of the growing season, individuals planted in the slope were significantly higher than those planted at the margin for six species (*Tha aqu*, *Sym nov*, *San can*, *Ger san*, *Men arv* and *Phy vir*) (**Fig. 9b**). Overall, species position had a greater effect on area than on height for most species.

For the few species flowering from late May to late June, floridity (*Ger san*, *Tha aqu*) was relatively low. Most species started flowering between late June and late July. High floridity was also associated with a higher variability between individuals, which reduced the accuracy of the model. Floridity for four species (*Hel hel*, *Cor ver*, *Hem ste*, and particularly *Ver has*), was significantly increased at the margin compared to the slope position. *Rud hir* was the only species for which floridity was higher at the slope position compared to the margin from late July to late August (**Appendix D**).

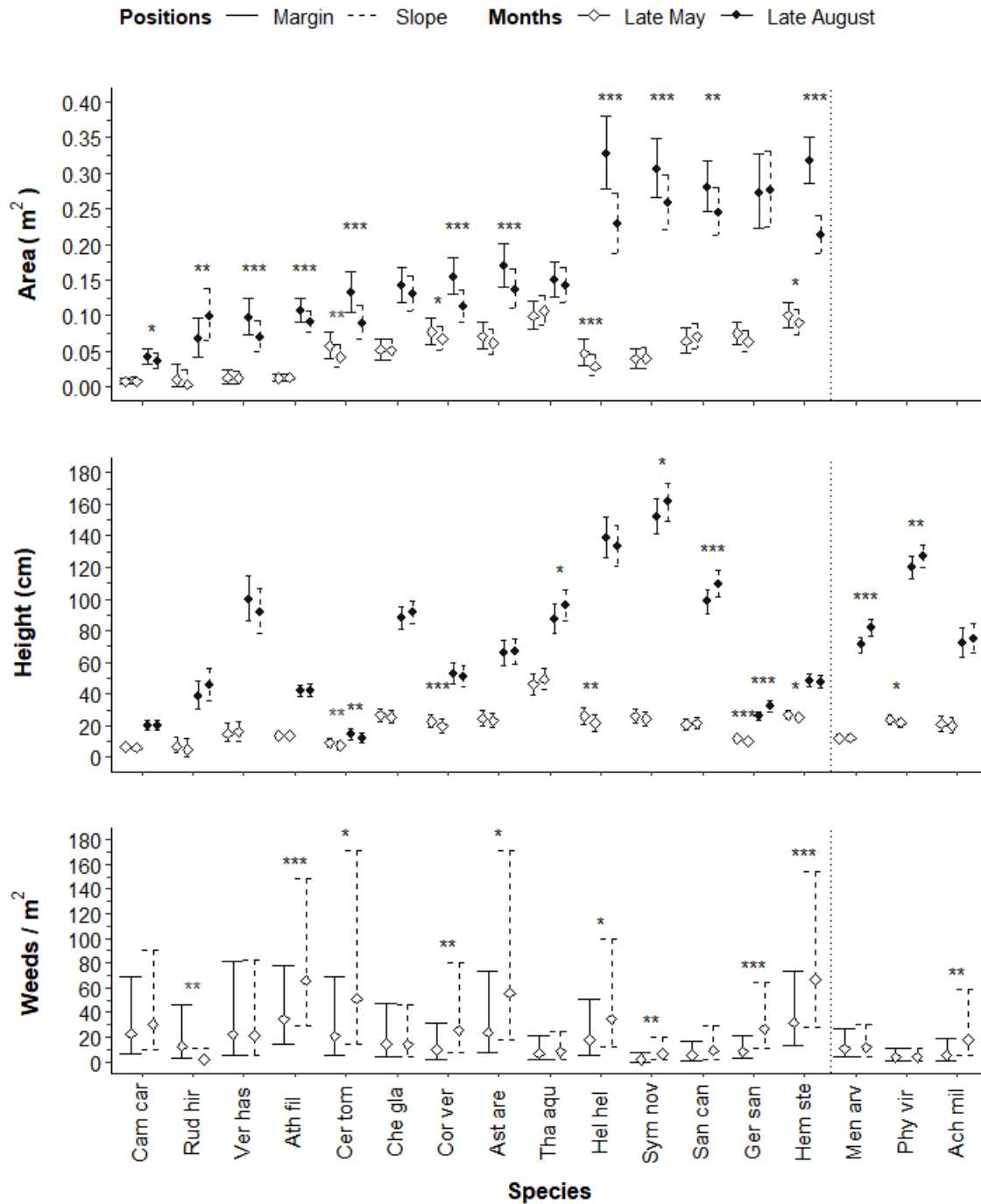


Figure 9. Area (a), Height (b) and weed abundance (c) at two positions in May and August. Floridity is not presented due to the different flowering periods resulting in large differences in confidence intervals between species. Year 2 and year 3 were pooled for area and height, while only data from May of year 3 (1 month after snow melt) was presented for weed abundance. Area was not taken for the species after the vertical dotted line due to difficulties for these species. Species are placed in ascending order according to the area variable between species. Contrasts between positions for each month are presented (**: $P \leq 0.01$; *: $P \leq 0.05$; no asterisk: nonsignificant). Error bars represent lower and upper confidence intervals.

2.3.1.3 Weed preponderance: abundance and diversity

A total of 1297 and 3338 weeds were observed on the experimental site in 2021 (year 2) and 2022 (year 3), respectively, most of which being characterized as perennials and annual/short-lived perennials. By itself, *Equisetum arvense* accounted for 43 % of the weed population in year 2 and 51 % of the weed population in year 3. Other weeds of importance were *Taraxacum officinale* and *Vicia* sp.; these two, with *Equisetum arvense*, represented 68.8 % and 79.7 % of the weed population in year 2 and year 3, respectively (**Fig. 10; Appendix E**).

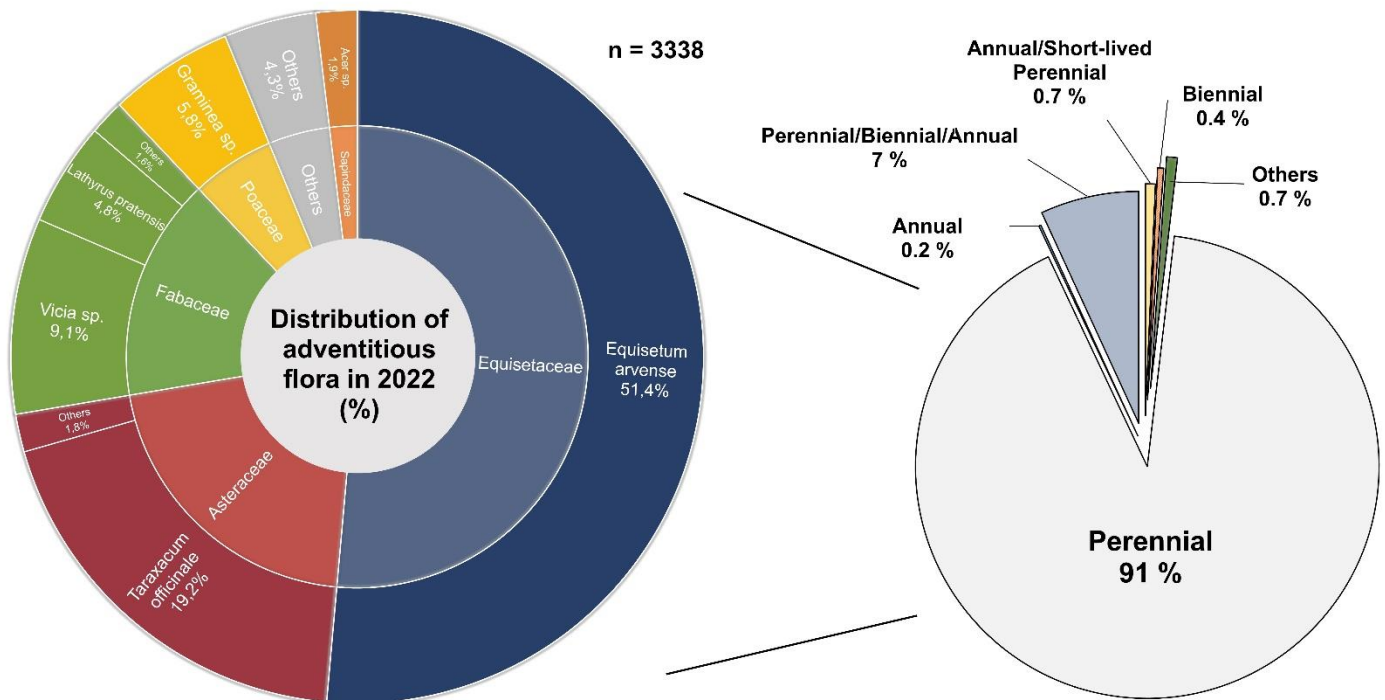


Figure 10. Distribution of adventitious flora (left) and weed life cycle (right) in late May of year 3 (1 month after snow melting) before weed control. Family species (small circle) and genus (bigger circle) are presented (left). N is the number of individuals adventitious flora counted in total for the first survey of the season.

Due to regular maintenance by an external contractor, only data taken during late May on years 2 and 3 have been analyzed for weed abundance. Four species (*Cer tom*, *Ast are*, *Ath fil*, *Hem ste*) were consistently associated with a higher weed abundance in their growing area in the slope position. Conversely, six species (*Phy vir*, *Sym nov*, *Rud hir*, *San can*, *Tha aqu*, *Men arv*) stood out for their low weed abundance, particularly for *Sym nov*, *San can*, *Men arv*, and *Phy vir* (Table 6, Fig. 9c). For nine plant species, significantly more weeds were observed at the slope position compared to the margin, except for *Rud hir* for which the opposite was true.

Table 5. Effects of species and positions (Margin, Slope) as well as their interactions on weed abundance in May 2022.

	Weed abundance			
	Df	SS	F.ratio	P.value
Species	16	2143	43.193	<.0001
Position	1	2143	31.068	<.0001
Species: Position	16	2143	3.204	<.0001

2.3.2 Bottom position: survival, growth and weed abundance and diversity of other species

Table 6. Effects of species, and time as well as their interaction on a) Survival, b) Area and c) Height, obtained from linear mixed models.

a. Survival					b. Area					c. Height			
	Df	SS	F.ratio	P.value		Df	SS	F.ratio	P.value	Df	SS	F.ratio	P.value
Species	5	43	39.859	<.0001	Species	3	604	434.497	<.0001	5	800	379.199	<.0001
Years	1	182	158.635	<.0001	Months	1	1069	1737.970	<.0001	1	1671	4581.818	<.0001
Species: Years	5	182	35.059	<.0001	Species: Months	3	1069	52.596	<.0001	5	1671	210.388	<.0001

Plant survival was significantly different among species and years ($p < 0.0001$) between the six species in the bottom position. Survival remained above 80 % throughout the experiment for most species, except for two species (*Hes mat*, *Osm cin*). Specifically, these species had their survival drop significantly to 12 % and 61 % respectively at the end of year 3. *Men arv* had significant difference between years but survival remained above 80 %, which is lower than those in the margin and slope position (section 2.3.1.1) (Fig. 11).

As for area, *Hes mat* and *Osm cin* were both species with the lowest value at the end of the seasons, with 0.04 and 0.06 m² compared to *Iri ver* and *Iri sib* with 0.28 and 0.46 m², respectively. Height results differed. *Osm cin* and *Ane can* were both species with the lowest height at the beginning and end of the season, reaching a maximum of 44.5 and 39.7 cm respectively. At the start of the season, *Iri ver*, *Hes mat* and *Iri sib* had a height between 30 and 38 cm, which corresponded to fairly high values

compared to the results of other species in section 2.1.2. *Hes mat* and *Iri sib* were the two species with a similar height of 100 cm at the end of the season. Most species started flowering in June 2021, except to *Men arv*, which was in July 2021. *Ane can* was the species with the least weed abundance at the start of the season with 2.87 weeds/m² compared to *Osm cin*, *Iri ver* and *Iri sib* with 45 to 53 weeds/m². Overall, despite a strong weed abundance at the beginning of the season, *Iri sib*, *Iri ver* as well as *Ane can* and *Men arv* showed a good capacity for survival and growth over time (**Appendix F**).

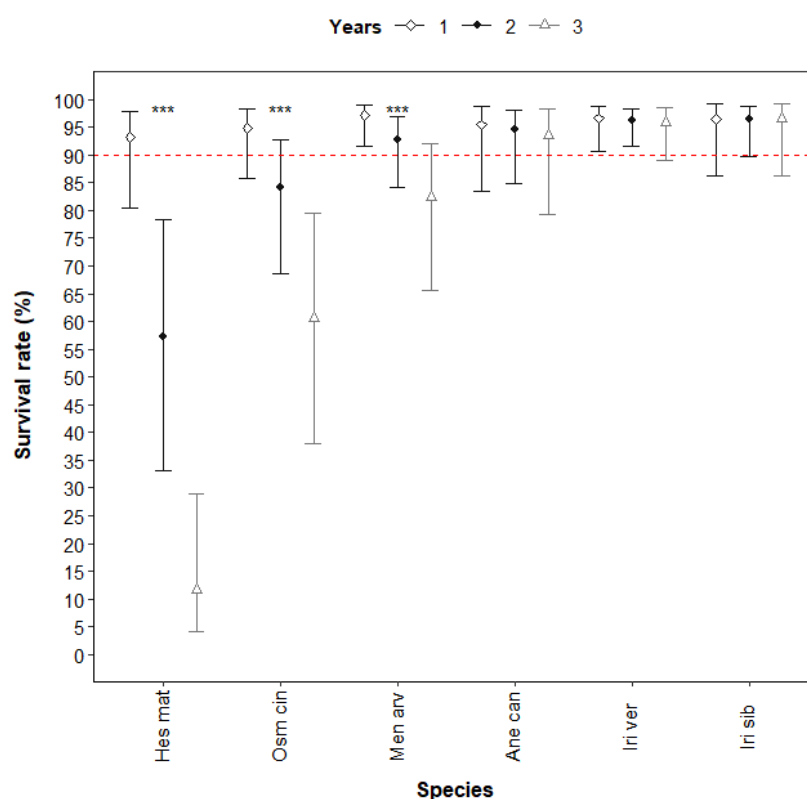


Figure 11. Survival of species at the bottom position. Contrasts between years are presented (***) : $P \leq 0.001$; ** : $P \leq 0.01$; * : $P \leq 0.05$).

2.4 Discussion

2.4.1 Factors affecting plant survival

Most of the plant species that were evaluated in this experiment had very good survival (>80 %) and exhibited adequate growth, and thus would be good choices for future bioretention systems in similar climatic conditions. In fact, fifteen out of twenty-two species (*Achillea millefolium* L., *Anemone canadenses* (Linnaeus) Mosyakin, *Astilbe x arendsii* 'White', *Chelone glabra* L., *Coreopsis verticillata* 'Zagreb' L., *Heliopsis helianthoides* (Linnaeus) Sweet, *Geranium sanguineum* L., *Hemerocallis* 'Stella Supreme' L., *Iris sibirica* L., *Iris versicolor* L., *Mentha arvensis* L., *Physostegia virginiana* (Linnaeus) Bentham, *Symphyotrichum novae-angliae* (Linnaeus) G.L. Nesom, *Sanguisorba canadensis* L., *Thalictrum aquilegifolium* L.) were found to be well adapted in cold climate bioretention cells. Two species (*Cer tom*, *Ath fil*) showed lower survival rates, but still higher than 80 %. In contrast, five species (*Cam car*, *Hes mat*, *Osm cin*, *Rud hir*, *Ver has*) had a low survival and a slow growth rate and should be avoided in future projects. Among these five unrecommended species, two are natives (*Osm cin*, *Ver has*) and three are exotics (*Cam car*, *Hes mat* and *Rud hir*) (Brouillet and al., 2010+).

Osmundatrum cinnamomeum (Linnaeus) C. Presl is a species that can be found in various areas such as on poorly drained low ground (Cody and al. 1989), in swamps, ditches and stream banks (Radford and al. 1968) or even in peatlands (Wheeler and al., 1983) like ombrotrophic bogs (Walker and Peet, 1983). In the Haut-Saint-Laurent region in the province of Québec, it is an indicator of wet acid soils (Meilleur and al., 1992). In our experiment, the soil pH was mostly alkaline, which could influence this species growing conditions. In addition, the strong preponderance of weeds on the species may also have influenced the growth and survival of the species, which showed signs of invasion while on the field, especially by other planted species such as *Phys vir* and *Men arv*. Komarek (1973) has already documented that the species does not survive well in the presence of competition from shrubs and young trees.

Verbena hastata L. is a perennial forb that can be found naturally in a variety of wetland habitats, such as riverbanks, floodplains, swamps, marshes, wet meadows and prairies, shores as well as disturbed areas including roadsides and ditches throughout much of North America (Collete 1983; Gleason and Cronquist 1991; Chadde, 1998; Eggers and Reed, 1997; Moyle and Moyle, 1977; USDA, 1997). It is a species that is recommended in several technical documents, both for riparian strips (Federation interdisciplinary of ornamental horticulture of Quebec, 2008) and for wetlands (Shaw and Schmidt, 2003), and which has been used in bioretention systems in the province of Quebec (Carbonneau and Methot, 2017). It is a very successful plant in humid environments (Peterson and al. 2021) but could also have the potential for resistance to drought and salinity like other Verbenaceae' species (*Verbena bonariensis* L.) (Wang et al., 2018). In a competitive environment, *Verbena hastata* had already demonstrated its ability to adapt well both in a diversified

environment (Keddy and al., 1998) and in a monoculture (Rachich and Reader, 1999). However, it had been shown that in the presence of competition or foliar damage (insects and mammals), mortality was slightly affected (20 %) and that in the presence of these two factors, no individuals survived (Rachich and Reader, 1999). In our current study, weed abundance seemed low compared to other species (**Fig. 7c**), although we noted the strong presence of foliar damage, mainly caused by powdery mildew, a fungus that thrives in hot, dry weather with cool, damp nights. The conidia overwinter on plant debris and can reinfect the following year (Glawe, 2008).

It is a species that is naturally sensitive to powdery mildew, even when the plant is healthy (Daughtrey and Hausbeck, 2006). It therefore becomes difficult to know whether the mortality of this species can be caused by the early and intensive appearance of the disease in year 2 for most individuals (data not shown). Indeed, from the end of June of year 2, the species was already showing mild symptoms of the disease, to reach all the individuals at the end of year 2. Lots of plants showed severe signs of the disease (necrotic of complete leaves, total defoliation), thus reducing the photosynthetic capacity of the plant (Allen, 1942), which may have influenced the survival and growth of the species in year 3 (Everts and Leath, 1992). Indeed, the species showed a significant decrease in area and height for both positions (margin and slope) from the second to the third year (data not shown).

Campanula carpatica Jacq. 'Alba' was one of the few species with a lower survival rate in the three studied years, and which had the lowest area and height. This species is generally known to be slow growing, in addition to enter dormancy after flowering (Brandt, 1997). Its growth form is characterized a basal rosette, and therefore, this species has a lower capacity to compete for light compared to tall architectural-morphological species types, which is less likely to lead to the development of monocultural communities (Hitchmough and Wagner, 2013). Apart from the fact that the plant grows rather slowly in general, one of the hypotheses considered is that the species does not tolerate well runoff and the sedimentation of particles and mulches. Indeed, this species was facing the street and therefore received water ingress directly into the bioretention cell, which caused the mulch to move on the plants, especially in the first year, and could prevent the plant from growing properly. Laukli and al. (2022) found that the growth environment was one of the most important factors influencing the survival and development of species; mortality was 50 % higher and growth was reduced along the roadway compared to other environments (e.g. bottom, along the walkway and reference fields).

Hesperis matronalis L. is an introduced species widely distributed and found in thickets, open woodlands, forest margins and along stream banks. It had become invasive across Canada and the United States, where it can crowd out native vegetation and thus reduced biodiversity. It considered a biennial or short-lived perennial species (Francis and al., 2009), which can explain its survival declined during the experiment.

Rudbeckia hirta L. is a species with a variable life cycle (annual, biennial or short-lived perennial) (Gleason and Cronquist, 1991) which can adapt depending on growing conditions (Harkess and Lyons, 1994). Survival of plants after flowering can be affected by heat and moisture, which could be the case in our experiment, where half of this species was already in full bloom when planted - the other half were pruned as soon as they were planted in July -, and survival was low in the second year. *Rudbeckia* can initiate vegetative growth late in the season (Nuzzo, 1978), by sprouting from the root crown (Radford et al., 1968), which, however, did not seem to be the case in the experiment, since the plants showed no vegetative growth during the season, and some seemed affected by blights. Furthermore, the recovery of the plants in the spring did not seem to come from the old plants. Englund and al. (1986) found that under drought conditions, heavily browsed plant species are less able to resume growth sufficiently to survive winter conditions. However, we did not notice any difference in survival between pruned and unpruned plants in year 2. Mortality was therefore maybe not caused by the winter period, but more by natural senescence, which may have been influenced by environmental conditions. In fact, the plantations were carried out in July, a month with which the average and maximum temperatures were much higher than the normal of the season (respectively 20.8°C and 26.4°C vs 19.6°C and 25.1°C). Several studies (Norcini et al. 1998, 2001; Marois and Norcini, 2003) had already reported that native populations of *Rudbeckias* survived longer than commercially produced selections, and that those produced commercially in Texas flowered much faster, but that they showed constant senescence in August. Another study by Coletta (2014) also reported the rapid growth of the species from the implantation but noted a complete mortality of the species the following year. The commercially produced selection of the species can therefore have a direct effect on the natural senescence of the species.

2.4.2 Plant position (Margin, Slope)

While few studies have looked at the impact over time of the position of species in bioretention systems, this experiment showed that it can have an important impact on plant growth. Our results showed that, for most species, area was greatly increased in the margin compared to the slope position, while the opposite was true for plant height. The two most important factors affecting leaf height and area in nature are the amount of light that can be intercepted by a plant (Horn, 1975) and the species competitiveness (Givnish, 1982; Iwasa and al. 1985). Species height can even be increased in response to local competitive pressures (Givnish, 1982). In this experiment, the individuals in the slope are restricted between two rows of plants compared to the individuals at the margin, which can increase competition for light (Givnish, 1982; Diaz and al., 2016). Indeed, individuals of the same species in the slope are initially placed lower than those located at the margin, which puts them at a disadvantage for light and can influence them to surpass the latter to display their foliage above the others and therefore to outcompete them (Westoby and al., 2002; Gaudet and Keddy, 1988; Westoby, 1998; Muller and al., 2008; Moles and al., 2009), in some cases, to the detriment of building and maintenance costs (Givnish, 1982; Poorter and al., 2008; Niklas, 1993).

Height growth for light competition can decrease investment in stems and plant supports and can disadvantage the lateral growth of plants (Givnish, 1982), which could be the case in our experiment, where the area was lower and the height higher for some species in the slope position (*Tha aqu*, *Sym nov*, *San can*). Species at the margin had also much more space to expand, less constrained in a restricted area where overlapping plant zone occurred less than those on the slope, which can also influence biomass accumulation (Pant, 1979), and thus area. However, not all species with a difference in height showed a significant difference in area between the two positions. This difference is also much smaller than that within area, suggesting that other factors may be involved in the experiment. As mentioned, access to global luminosity can affect plant growth, and can be influenced by the orientation of the bioretention cell, and by the position of the species within itself. Physiological adaptations of species vary to various levels of light, water, and nutrients (Givnish, 1982), which may explain why some species do not show a significant difference between the two positions.

Weeds can influence the availability of essential elements - light, water, nutrients - between interspecific species until decrease in yield productivity (Arldrich, 1987; Zimdahl, 2007). As shown in the results, weed abundance was much higher on the slope than on the margin for half of species, and more particularly for species that are smaller, as for *Ath fil*, *Cor ver*, *Cer tom*, *Ast are* and *Hem ste*, which may have an impact on species growth. Some species can be more competitive towards weeds than others (Arldrich, 1987; MacLaren and al, 2020). In this experiment, we noted that *Men arv* and *Phy vir* area enormously in their respective arrangement, to the point of invading areas of other species located nearby, which could decrease their growth, and affected more precisely species on the slope (e.g. *Ath fil*, *Cer tom*, *Aste are*, *Hem ste*). In the literature, these two species are characterized as having stolons (Putievsky, 1992; Salehi et al., 2018), which can rapidly lead to invasive colonization (Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec, 2008; Wasowski, 2020; Texas Wildflower Center, 2022). Area of these species could be controlled with other dense species (*Tha aqu*, *Sym nov*, *San can*, *Ger san* and *Ach mil*) and which have a low preponderance of weeds. Finally, several factors can influence the difference in growth between the two positions, such as competitiveness for light and space, overall access to light and the preponderance of weeds and invasive plants.

One of the solutions that may reduce weed abundance is to select species with rapid growth to decrease weed competitiveness, as fast life strategies allow to reduce resource availability through rapid resource capture (Reich, 2014). Andrew and al. (2015) demonstrated that in annual systems, taller crops with extensive root systems with a fast and early vigour have a greater suppression effect on weeds. Weeds that can establish more rapidly before the crop (Mohler, 2001; Swanton and al., 2015), as well as being taller (Storkey, 2006; Gaba and al., 2017), are more competitive. However, in these types of systems, weeds may be considered less undesirable than in agriculture, and may promote biodiversity and provide ecosystem services (MacLaren and al., 2020). Indeed, a large

majority of the species found in the bioretention cells were species that can be beneficial (e.g. *Medicago lupulina*, *Vicia* sp., *Taraxacum officinale*). However, *Equisetum arvense* is among the world's most difficult agricultural weeds to eradicate, characterized with a deep root system and rhizomes with tuberous storage organs (Mitich, 1992; Curran and al., 2000), which can reach humid saturated soil within a depth of 3 m, and is thus considered as a real problematic in drained areas (Bastiene and al., 2006).

2.5 Conclusion

Plant selection plays a major role both in the functionality and in the aesthetics of the bioretention systems, thus survival, spring recovery, area, weed prevalence and aesthetics are important factors to consider for optimal plant choice. While some species such as *Campanula carpatica* Jacq "Alba", *Hesperis matronalis* L., *Osmundastrum cinnamomeum* (Linnaeus) C. Presl, *Rudbeckia hirta* L., *Verbena hastata* L., *Cerastium tomentosum* L., and *Athyrium filix-femina* (Linnaeus) Roth ex Mertens shown poorer survival and growth rates than the others in these systems, fifteen out of twenty-two species (*Achillea millefolium* L., *Anemone canadenses* (Linnaeus) Mosyakin, *Astilbe x arendsii* 'White', *Chelone glabra* L., *Coreopsis verticillata* 'Zagreb' L., *Heliopsis helianthoides* (Linnaeus) Sweet, *Geranium sanguineum* L., *Hemerocallis 'Stella Supreme'* L., *Iris sibirica* L., *Iris versicolor* L., *Mentha arvensis* L., *Physostegia virginiana* (Linnaeus) Bentham, *Symphyotrichum novae-angliae* (Linnaeus) G.L. Nesom, *Sanguisorba canadensis* L., *Thalictrum aquilegiifolium* L.) were found to be well adapted in cold climate bioretention cells. In summary, for most species, area at the end of the growing season as well as weed abundance in spring was much more influenced by position in the bioretention cells than height or floridity, while survival was not influenced by this factor. However, a better knowledge of the plant interaction in spatial and temporal distribution can contribute to improve the planting arrangements and potentially maximize bioretention performance. In addition to survival and development, species selection for bioretention systems should also consider other important criteria such as their ability to treat stormwater and to reduce water volumes and peak flows as well as their impact on biodiversity. While most studies have been carried out on the depolluting effectiveness of plants in bioretention systems, other aspects such as social acceptability, pollinators attraction and maintenance practices should be investigated in future research.

2.6 Acknowledgments

This project is part of the support program for municipalities in the implementation of sustainable rainwater management infrastructure and was funded by the *Ministère des Affaires municipales et de l'Habitation*, through a partnership with Quebec City and Agiro, a non-profit organization. We are grateful to Alexandre Baker for allowing us to carry out the project, all student research assistants, Anne-Catherine Laliberté, and Laurence Turmel Courchesne for field assistance, to Gaétan Daigle for statistical advices, and to Karen Grislis for English revision.

References

- Agiró. (2023, April 21st). La rivière Saint-Charles et son bassin versant: Découvrez son rôle d'importance dans l'approvisionnement en eau potable de la ville de Québec. <https://storymaps.arcgis.com/stories/de7feab853fc4785a373f5209f19e705>
- Agresti, A. (2003). *Categorical data analysis*. John Wiley & Sons.
- Aldrich, R. J. (1987). Predicting Crop Yield Reductions from Weeds. *Weed Technology*, 1(3), 199-206.
- Allen, P. J. (1942). Changes in the metabolism of wheat leaves induced by infection with powdery mildew. *American Journal of Botany*, 425-435.
- Andrew I.K.S., Storkey J., & Sparkes D.L. (2015). A review of the potential for competitive cereal cultivars as a tool in integrated weed management. *Weed research*, 55(3), 239-248 <https://doi.org/10.1111/wre.1213>
- Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles (APEL). 2014. *Guide d'introduction aux enjeux de la prise d'eau potable de la rivière Saint-Charles*, Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord, Québec, 12 pages.
- Ball, D. F. (1964). Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. *Journal of soil science*, 15(1), 84-92.
- Bastiene, N., Saulys, V., & Ciuberkis, S. (2006). The spread of field horsetail (*Equisetum arvense* L.) in drained areas of Lithuania: Reasons and consequences, and possibilities for its control. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 56(1), 25-30. <https://doi.org/10.1080/09064710510029259>
- Bates, Douglas, Reinhold Kliegl, Shravan Vasishth, & Harald Baayen. (2015). Parsimonious Mixed Models. arXiv Preprint arXiv:1506.04967. <https://arxiv.org/abs/1506.04967>
- Brandt, K. (1997). Micropropagation of *Campanula*. In *High-Tech and Micropropagation VI* (pp. 58-73). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Bratieres, K., Fletcher, T.D., Deletic, A., & Zinger, Y. (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters; a large-scale design optimisation study. *Water research*, 42 (14), 3930–3940.
- Brodeur, C., Lewis, F., Huet-Alegre, E., Ksouri, Y., Leclerc, M.C., & Viens, D. (2009). Portrait du bassin de la rivière Saint-Charles, 2e édition. Conseil de bassin de la rivière Saint-Charles. 216 pp. + annexes
- Brouillet, L., F. Coursol, S.J. Meades, M. Favreau, M. Anions, P. Bélisle & P. Desmet. 2010+. VASCAN, la Base de données des plantes vasculaires du Canada. <http://data.canadensys.net/vscan/> (consultée le 2022-11-22)
- Brown, J.N., & Peake, B.M., (2006). Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 359, 145–155.
- Bureau de normalisation du Québec. (2019). Standard BNQ 0605-300, Nursery and Turf Products, Quebec, Canada. URL <https://www.bnq.qc.ca/en/standardization/horticulture-en/nursery-and-turf-products.html>
- Carbonneau & Methot. Gestion des eaux pluviales: nous végétalisées de la conception à l'entretien, décembre 2017, Congrès INFRA. Ville de Granby, 2017, 29 p. <https://ceriu.qc.ca/bibliotheque/nouvelles-vegetalisees-conception-entretien-granby>
- Chadde, Steve W. (1998). A Great Lakes Wetland Flora. Pocketflora Press, Calumet, Mich.

- Chandrasena, G.I., Pham, T., Payne, E.G., Deletic, A., & McCarthy, D.T. (2014). E. coli removal in laboratory scale stormwater biofilters: influence of vegetation and submerged zone. *Journal of Hydrology*, 519, 814-822. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.08.015>
- Cody, William J.; Britton, & Donald M. (1989). *Ferns and fern allies of Canada*. Ottawa, ON: Agriculture Canada, Research Branch. 430 p.
- Coletta, J. (2014). *Evaluation of native and ornamental plant species for establishment and pollutant capture in bioretention basins*. Michigan State University.
- Collette, A. (1983). *Effect of spring flooding on the structure of riparian communities along the Speed River in southern Ontario*. MSc, Thesis. University of Guelph, Guelph, Ontario, Canada.
- Coutts, A. M., Tapper, N. J., Beringer, J., Loughnan, M., & Demuzere, M. (2013). Watering our cities: The capacity for Water Sensitive Urban Design to support urban cooling and improve human thermal comfort in the Australian context. *Progress in physical geography*, 37(1), 2-28.
- Daughtrey, M.L., & Hausbeck, M.K. (2006). Verbenas and Powdery Mildew. Pests and diseases, GNP, 4 p. <https://gpnmag.com/wp-content/uploads/verbenaspowder.pdf>
- Davis A. P. (2008). Field performance of bioretention: Hydrology impact. *Journal of hydrologic engineering*, 13(2), 90–95.
- Davis A. P., Traver R. G., Hunt W. F., Lee R., Brown R. A., & Olszewski J. O. (2012). Hydrologic performance of bioretention stormwater control measures. *Journal of hydrologic engineering*, 17(5), 604–614.
- Davis, A. P. (2005). Green Engineering Principles Promote Low Impact Development. *Environmental Science & Technology*, 39(16), 338A–344A.
- Davis, A. P., & McCuen, R. M. (2005). *Stormwater management for smart growth*, Springer, New York.
- Davis, A. P., Hunt, W. F., Traver, R. G., & Clar, M. (2009). Bioretention technology: Overview of current practice and future needs. *Journal of Environmental Engineering*, 3(109), 109–117.
- Denich C., & Bradford A. (2010). Estimation of evapotranspiration from bioretention areas using weighing lysimeters. *Journal of hydrologic engineering*, 15(6), 522–530.
- Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J. H. C., Wright, I. J., Lavorel, S., Dray, S., Reu, B., Kleyer, M., Wirth, C., Colin Prentice, I., Garnier, E., Bönsch, G., Westoby, M., Poorter, H., Reich, P. B., Moles, A. T., Dickie, J., Gillison, A. N., Zanne, A. E., . . . & Gorné, L. D. (2016). The global spectrum of plant form and function. *Nature*, 529(7585), 167-171. <https://doi.org/10.1038/nature16489>
- Dunnett, N., & Clayden, A. (2007). *Rain Gardens. Managing Water Sustainably in the Garden and Designed Landscape*. Timber Press, London.
- Eggers, S. D., & Reed, D. M. (1997). *Wetland Plants and Plant Communities of Minnesota and Wisconsin*. Second Edition. U.S. Army Corps of Engineers, St. Paul District.
- Ellis, J.B. (2013). Sustainable surface water management and green infrastructure in UK urban catchment planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56(1), 24-41. <https://doi.org/10.1080/09640568.2011.648752>.
- Englund, Judy Voigt; Meyer, & William J. (1986). The impact of deer on 24 species of prairie forbs. In: Clambey, Gary K.; Pemble, Richard H., eds. *The prairie: past, present and future: Proceedings, 9th North American prairie conference; 1984 July 29 - August 1; Moorhead, MN*. Fargo, ND: Tri-College University Center for Environmental Studies: 210-212.
- Environnement Canada. (2012). Archives nationales d'information et de données climatologiques. Québec/Jean Lesage Intl. Online: <http://www.climat.meteo.gc.ca/>

- Everts, K. L., & Leath, S. (1992). Effect of early season powdery mildew on development, survival, and yield contribution of tillers of winter wheat. *Phytopathology*, 82(11), 1273-1278.
- Fassel, V. A., & Kniseley, R. N. (1974). Inductively coupled plasma. Optical emission spectroscopy. *Analytical Chemistry*, 46(13), 1110A-1120a.
- Fédération interdisciplinaire de l'horticulture ornementale du Québec. (2008). Répertoire des végétaux recommandés pour la végétalisation des bandes riveraines du Québec FIHOQ, 28 p.
- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., & Bertrand-Krajewski, J.-L. et al. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban water journal*, 12(7), 525-542.
- Francis, A., Cavers, P., & Warwick, S. (2009). The biology of Canadian weeds. 140. *Hesperis matronalis* L. *Canadian Journal of Plant Science*, 89(1), 191-206.
- Gaba, S., Perronne, R., Fried, G., Gardarin, A., Bretagnolle, F., Biju-Duval, L., ... & Reboud, X. (2017). Response and effect traits of arable weeds in agro-ecosystems: a review of current knowledge. *Weed Research*, 57(3), 123-147. <https://doi.org/10.1111/wre.1224>
- Gaudet, C. L. & Keddy, P. A. (1988). A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature*, 334, 242–243.
- Gerardin, V. & McKenney, D. (2001). Une classification climatique du Québec à partir de modèles de distribution spatiale de données climatiques mensuelles : vers une définition des bioclimats du Québec. Direction du patrimoine écologique et du développement durable, ministère de l'Environnement, Québec.
- Givnish, T. J. (1982). On the Adaptive Significance of Leaf Height in Forest Herbs. *The American Naturalist*, 120(3), 353-381.
- Glawe, D. A. (2008). The powdery mildews: a review of the world's most familiar (yet poorly known) plant pathogens. *Annu. Rev. Phytopathol.*, 46, 27-51.
- Gleason, H. A. & Cronquist, A. (1991). Manual of Vascular Plants of Northeastern United States and adjacent Canada. 2rid edition. The New York Botanical Garden, New York, NY. USA.
- Groupe de travail sur la classification des sols. (2002). Le système canadien de classification des sols. Troisième édition. Publication 1646. Commission canadienne de pédologie. Agriculture et agroalimentaire Canada, Ottawa, Ontario. 196 pages.
- Hanslin, H. M., Mæhlum, T., & Sæbø, A. (2017). The response of Phragmites to fluctuating subsurface water levels in constructed stormwater management systems. *Ecological Engineering: Part A*, 106, 385-391. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.019>
- Haraldsen, T.K., Gamborg, M., & Vike, E. (2019). Utvikling av jordblandinger til regnbed i Drammen. Potteforsøk med periodevis vannmetning og uttørring. NIBIO Rapport 5 (1), 27. Retrieved February 19th, 2021 from. <https://bit.ly/3pmm7T1>
- Harkess, R. L., & Lyons, R. E. (1994). *Rudbeckia hirta* L.: A versatile North American wildflower. *HortScience*, 29(3), 134-227.
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D., & Deletic, A. (2009). Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology*, 365(3-4), 310-321.
- Hausken, S., & Thompson, G. (2007). Rain Garden plants. In *The Best Plants for 30 Tough Sites*; Meyer, M., Brown, D., Zins, M., Eds.; Regents of the University of Minnesota Extension, University of Minnesota: Saint Paul, MN, USA, pp. 25–27. Available online: <http://www.extension.umn.edu/distribution/horticulture/DG464.html> (accessed on 10 November 2020).

- Henderson, C., Greenway, M., & Phillips, I. (2007). Removal of dissolved nitrogen, phosphorus and carbon from stormwater by biofiltration mesocosms. *Water Science and Technology*, 55(4), 183–191.
- Hilliges, R., Schriewer, A., & Helmreich, B. (2013). A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff. *Journal of Environmental Management*, 128, 306–312.
- Horn, H. S. (1971). The adaptive geometry of trees. Princeton University Press, Princeton, N.J. 1975. Forest succession. *Scientific American*, 232(5), 90-98.
- Hothorn, T., Bretz, F., and Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50(3), 346--363.
- Hoyle, H., Norton, B., Dunnett, N., Richards, J. P., Russell, J. M., & Warren, P. (2018). Plant species or flower colour diversity? Identifying the drivers of public and invertebrate response to designed annual meadows. *Landscape and Urban Planning*, 180, 103-113. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.017>
- Hunt, W. F., Davis, A. P., & Traver, R. G. (2012). Meeting hydrologic and water quality goals through targeted bioretention design. *Journal of Environmental Engineering*, 138(6), 698–707.
- Hunt, W. F., Smith, J. T., Jadlocki, S. J., Hathaway, J. M., & Eubanks, P. R. (2008). Pollutant removal and peak flow mitigation by a bioretention cell in Urban Charlotte, N.C. *Journal of Environmental Engineering*, 134 (5), 403–408. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2008\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2008))
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2022). Summary for Policymakers [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, M. Tignor, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem (eds.)]. In: *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- Iwasa, Y., Cohen, D., & Leon, J. A. (1985). Tree height and crown shape, as results of competitive games. *Journal of Theoretical Biology*, 112(2), 279-297. [https://doi.org/10.1016/S0022-5193\(85\)80288-5](https://doi.org/10.1016/S0022-5193(85)80288-5)
- James M, & Dymond R. (2012). Bioretention hydrologic performance in an urban stormwater network. *Journal of hydrologic engineering*, 17(3), 431–436.
- Jia, H., Wang, Z., Zhen, X., Clar, M. & Yu, S.L. (2017). China's sponge city construction: A discussion on technical approaches, *Frontiers of Environmental Science Engineering*, 11(4), 18.
- Kayhanian, M., Fruchtmann, B. D., Gulliver, J. S., Montanaro, C., Ranieri, E., & Wuertz, S. (2012). Review of highway runoff characteristics: comparative analysis and universal implications. *Water research*, 46, 6609–6624.
- Kaykhosravi, S., Khan, U., & Jadidi, A. (2018). A Comprehensive Review of Low Impact Development Models for Research, Conceptual, Preliminary and Detailed Design Applications. *Water*, 10(11), 1541. <https://doi.org/10.3390/w10111541>
- Kazemi, F., Beecham, S., & Gibbs, J. (2011). Streetscape biodiversity and the role of bioretention swales in an Australian urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 101(2), 139–148.
- Keddy, P., Fraser, L. H., & Wisheu, I. C. (1998). A Comparative Approach to Examine Competitive Response of 48 Wetland Plant Species. *Journal of Vegetation Science*, 9(6), 777-786.
- Komarek, E. V. (1973). Ancient fires. In *Proceedings of the twelfth Tall Timbers Fire ecology conference*. Tall Timbers, Tallahassee, Florida (pp. 219-240).

- Kratky, H., Li, Z., Chen, Y., Wang, C., Li, X., & Yu, T. (2017). A critical review of bioretention research for stormwater management in cold climate and future research recommendations. *Frontiers of Environmental Science Engineering*, 11(4), 16.
- Kristvik, E., Johannessen, B. G., & Muthanna, T. M. (2019). Temporal downscaling of IDF curves applied to future performance of local stormwater measures. *Sustainability*, 11(5), 1231.
- Laukli, K., Gamborg, M., Haraldsen, T. K., & Vike, E. (2022). Soil and plant selection for rain gardens along streets and roads in cold climates: Simulated cyclic flooding and real-scale studies of five herbaceous perennial species. *Urban Forestry and Urban Greening*, 68, 127477. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127477>
- LeFevre, G. H., Paus, K. H., Natarajan, P., Gulliver, J. S., Novak, P. J., & Hozalski, R. M. (2015). Review of dissolved pollutants in urban storm water and their removal and fate in bioretention cells. *Journal of Environmental Engineering*, 141 (1), 04014050.
- Lenth, R. (2022). *_emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means_*. R package version 1.8.2, <<https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>>.
- Lindemann-Matthies, P., & Bose, E. (2007). Species richness, structural diversity and species composition in meadows created by visitors of abotanical garden in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, 79(3–4), 298–307.
- Lindemann-Matthies, P., Junge, X., & Matthies, D. (2010). The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation*, 143(1), 195–202.
- Liu, J., Sample, D., Bell, C., & Guan, Y. (2014). Review and Research Needs of Bioretention Used for the Treatment of Urban Stormwater. *Water*, 6(4), 1069-1099. <https://doi.org/10.3390/w6041069>
- Locicero, R. C. R. (2015). *Mainstreaming Green Infrastructure: The Nexus of Infrastructure and Education Using the Green Space Based Learning (GSBL) Approach for Bioretention Plant Selection*. University of South Florida.
- Lucas, W. C., & Greenway, M. (2008). Nutrient retention in vegetated and nonvegetated bioretention mesocosms. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 134(5), 613-623.
- MacLaren, C., Storkey, J., Menegat, A., Metcalfe, H., & Dehnen-Schmutz, K. (2020). An ecological future for weed science to sustain crop production and the environment. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 40(4), 1-29.
- Malaviya, P., Sharma, R., & Sharma, P. K. (2019). Rain gardens as stormwater management tool. In *Sustainable green technologies for environmental management* (pp. 141-166). Springer, Singapore.
- Marois, J. J., & Norcini, J. G. (2003). Survival of Blackeyed Susan from Different Regional Seed Sources under Low and High Input Systems. *HortTechnology*, 13(1), 161-165. <https://doi.org/10.21273/horttech.13.1.0161>
- Mehlich, A. (1984). Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 15(12), 1409-1416.
- Meilleur, A., Bouchard, A., & Bergeron, Y. (1992). The use of understory species as indicators of landform ecosystem type in heavily disturbed forest: an evaluation in the Haut-Saint-Laurent, Quebec. *Vegetatio*, 102(1), 13-32.
- Mitich, L. (1992). Horsetail. *Weed Technology*, 6, 779-781.
- Mohler, C. L., Liebman, M., & Staver, C. P. (2001). Weed life history: identifying vulnerabilities. *Ecological management of agricultural weeds*, 40-98.

- Moles, A. T., Warton, D. I., Warman, L., Swenson, N. G., Laffan, S. W., Zanne, A. E., ... & Leishman, M. R. (2009). Global patterns in plant height. *Journal of ecology*, 97(5), 923-932.
- Moyle, John B. & Evelyn W. Moyle. (1977). *Northland Wild Flowers, A Guide for the Minnesota Region*. Univ. of Minnesota Press, Minneapolis.
- 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. <https://doi.org/10.1039/c7ew00511c>
- Muller-Landau, H. C., Wright, S. J., Calderón, O., Condit, R., & Hubbell, S. P. (2008). Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 653-667.
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Gjesdahl, N., & Thorolfsson, S.T. (2007). Heavy Metal Removal in Cold Climate Bioretention, *Water, Air and Soil Pollution*, 183(1-4), 391-402.
- Myhre, G., Alterskjær, K., Stjern, C. W., Hodnebrog, Ø., Marelle, L., Samset, B. H., ... & Stohl, A. (2019). Frequency of extreme precipitation increases extensively with event rareness under global warming. *Scientific reports*, 9(1), 1-10.
- Niklas, K. J. (1993). Influence of tissues density-specific mechanical-properties on the scaling of plant height. *Annals of botany*, 72, 173-179.
- Norcini, J. G., Aldrich, J. H., Halsey, L. A., & Lilly, J. G. (1998, December). Seed source affects performance of six wildflower species. In *Proceedings of the Florida State Horticultural Society* (Vol. 111, pp. 4-9).
- Norcini, J.G., M. Thetford, K.A. Klock- Moore, M.L. Bell, B.K. Harbaugh, & J.H. Aldrich. (2001). Growth flowering, and survival of black-eyed susan from different regional seed sources. *HortTechnology*, 11, 26-30.
- Nuzzo, V. (1978). Propagation and planting of prairie forbs and grasses in southern Wisconsin. In *Proceedings of the Fifth Midwest Prairie Conference*. Iowa State University, Ames, Iowa (Vol. 230, pp. 182-189).
- Özgüner, H., & Kendle, A. D. (2006). Public attitudes towards naturalistic versus designed landscapes in the city of Sheffield (UK). *Landscape and Urban Planning*, 74, 139-157.
- Pant, M. (1979). Dependence of plant yield on density and planting pattern. *Annals of Botany*, 44(4), 513-516.
- Peterson, E. W., Nicodemus, P., Spooner, E., & Heath, A. (2021). The Effectiveness of an Artificial Floating Wetland to Remove Nutrients in an Urban Stream: A Pilot-Study in the Chicago River, Chicago, IL USA. *Hydrology*, 8(3), 115. <https://doi.org/10.3390/hydrology8030115>
- Pineau, B., Brodeur-Doucet, C., Corriveau-Gascon, J., Arjoon, D., Lessard, P., Pelletier, G., & Duchesne, S. (2021). Performance of green infrastructure for storm water treatment in cold climate (Canada). *Journal of Environmental Engineering and Science*, 16(4), 185-194.
- Pinheiro J, Bates D, R Core Team (2022). *_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_*. R package version 3.1-160, <<https://CRAN.R-project.org/package=nlme>>.
- Pinheiro JC, Bates DM (2000). *_Mixed-Effects Models in S and S-PLUS_*. Springer, New York. doi:10.1007/b98882 <<https://doi.org/10.1007/b98882>>.
- Poorter, L., Wright, S. J., Paz, H., Ackerly, D. D., Condit, R., Ibarra-Manríquez, G., ... & Wright, I. J. (2008). Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. *Ecology*, 89(7), 1908-1920.

Putievsky E. (1992). *Cultivation and Processing of Medicinal Plants*. John Wiley & Sons, Inc.; New York, NY, USA.

R Core Team. (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

Rachich, J., & Reader, R. (1999). Interactive effects of herbivory and competition on blue vervain (*Verbena hastata* L.: Verbenaceae). *Wetlands*, 19(1), 156-161. <https://doi.org/10.1007/bf03161744>

Radford, A. E., Ahles, H. E., & Bell, C. R. (2010). *Manual of the vascular flora of the Carolinas*. Univ of North Carolina Press. 1183 p.

Read, J., Wevill, T., Fletcher, T., & Deletic, A. (2008). Variation among plant species in pollutant removal from stormwater in biofiltration systems, *Water research*, 42(4–5), 893–902.

Reich, P. B. (2014). The world-wide ‘fast–slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. *Journal of ecology*, 102(2), 275-301. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12211>

Richards, P. J., Farrell, C., Tom, M., Williams, N. S., & Fletcher, T. D. (2015). Vegetable raingardens can produce food and reduce stormwater runoff. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(3), 646-654.

Roy-Poirier, A., Champagne, P., & Fillion, Y. (2010). Review of Bioretention System Research and Design: Past, Present, and Future, *Journal of Environmental Engineering*, 136(9), 878–889.

Ryćewicz-Borecki, M., McLean, J. E., & Dupont, R. R. (2017). Nitrogen and phosphorus mass balance, retention and uptake in six plant species grown in stormwater bioretention microcosms, *Ecological engineering*, 99, 409–416.

Salehi, B., Stojanović-Radić, Z., Matejić, J., Sharopov, F., Antolak, H., Kręgiel, D., Sen, S., Sharifi-Rad, M., Acharya, K., Sharifi-Rad, R., Martorell, M., Sureda, A., Martins, N., & Sharifi-Rad, J. (2018). Plants of Genus *Mentha*: From Farm to Food Factory. *Plants*, 7(3), 70. <https://doi.org/10.3390/plants7030070>

Schmidt, R., Shaw, D., & Dods, D. (2007). The blue thumb guide to raingardens. Design and Installation for Homeowners in the Upper Midwest. Waterdrop Innovations LCC, Minnesota.

Shaw, D. B. (2003). *Plants for Stormwater Design: Species selection for the upper midwest* (Vol. 1). Minnesota Pollution Control Agency.

Sokal, R. R. & Rohlf, J. (1994). *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. WH Freeman & Co. https://www.amazon.ca/Biometry-Robert-Sokal-James-Rohlf/dp/0716724111#detailBullets_feature_div

Sörme, L., & Lagerkvist, R. (2002). Sources of heavymetals in urban wastewater in Stockholm. *Science of the Total Environment*, 298, 131–145.

Spraakman, S., Rodgers, T. F., Monri-Fung, H., Nowicki, A., Diamond, M. L., Passeport, E., ... & Drake, J. (2020). A need for standardized reporting: a scoping review of bioretention research 2000–2019. *Water*, 12(11), 3122.

Steiner, L.M., & Domm, R.W. (2012). *Rain Gardens. Sustainable Landscaping for a Beautiful Yard and a Healthy World*. Voyageur Press, Minneapolis.

Storkey, J. (2006). A functional group approach to the management of UK arable weeds to support biological diversity. *Weed research*, 46(6), 513-522.

Swanton C.J., Nkoa R., & Blackshaw R.E. (2015). Experimental methods for crop–weed competition studies. *Weed Science*, 63(SP1), 2-11. <https://doi.org/10.1614/WS-D-13-00062.1>

Szota, C., Farrell, C., Livesley, S. J., & Fletcher, T. D. (2015). Salt tolerant plants increase nitrogen removal from biofiltration systems affected by saline stormwater. *Water research*, 83, 195–204.

Texas Wildflower Center. (2022, November 3rd). Plant Database. https://www.wildflower.org/plants/result.php?id_plant=PHVI8

U.S.D.A. Natural Resources Conservation Services. (1997). Native Plant Guide for Streams and Stormwater Facilities in Northern Illinois. U.S. Dept. of Agriculture.

Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002) Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

Venvik, G., & Boogaard, F. C. (2020). Portable XRF Quick-Scan Mapping for Potential Toxic Elements Pollutants in Sustainable Urban Drainage Systems: A Methodological Approach. *Sci*, 2(3), 64.

Wadzuk, B. M., Hickman Jr, J. M., & Traver, R. G. (2015). Understanding the role of evapotranspiration in bioretention: Mesocosm study. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 1(2), 04014002.

Walker, J., & Peet, R. K. (1983). Composition and species diversity of pine-wiregrass savannas of the Green Swamp, North Carolina. *Vegetatio*, 55, 163-179.

Wang, B., Lv, X.-Q., He, L., Zhao, Q., Xu, M.-S., Zhang, L., Jia, Y., Zhang, F., Liu, F.-L., & Liu, Q.-L. (2018). Whole-Transcriptome Sequence Analysis of *Verbena bonariensis* in Response to Drought Stress. *International Journal of Molecular Sciences*, 19(6), 1751. <https://doi.org/10.3390/ijms19061751>

Wasowski, S. (2020). *Gardening with native plants of the South*. Rowman & Littlefield.

Westoby, M. (1998). A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant Soil*, 199, 213–227.

Westoby, M., Falster, D. S., Moles, A. T., Vesk, P. A. & Wright, I. J. (2002). Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 33, 125–159.

Wheeler, G. A., Glaser, P. H., Gorham, E., Wetmore, C. M., Bowers, F. D., & Janssens, J. A. (1983). Contributions to the flora of the Red Lake Peatland, northern Minnesota, with special attention to *Carex*. *American Midland Naturalist*, 62-96.

Yuan, J., & Dunnett, N. (2018). Plant selection for rain gardens: Response to simulated cyclical flooding of 15 perennial species. *Urban Forestry & Urban Greening*, 35, 57-65.

Zhang, S., & Guo, Y. (2014). Stormwater Capture Efficiency of Bioretention Systems. *Water Resources Management*, 28(1), 149-168. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0477-y>

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. *Ecological engineering*, 37(11), 1833–1841.

Zimdahl R (2007) Weed-crop competition: a review, 2nd edn. BlackwellPublishing, Ames.

Appendix A : Temperature and precipitation during the three years of study from 2020 to 2022 with normal values (1981-2010) for the area

Months	Temperature (°C)						Precipitation (mm)			Normal temperature (°C)		Normal precipitation (mm)
	2020		2021		2022		2020	2021	2022	Mean	Maximum	Sum
	Mean	Maximum	Mean	Maximum	Mean	Maximum	Sum					
January	-8.9	-4.5	-8.3	-4.2	-16.9	-10.0	97.3	27.5	42.1	-12.8	-7.9	86.6
February	-10.1	-3.2	-10.5	-4.0	-11.5	-5.4	63.2	71.6	109.3	-10.6	-5.6	74.5
March	-3.4	1.7	-4.0	2.2	-4.5	0	162.4	87	113.2	-4.6	0.2	76.1
April	2.2	7.1	7.2	12.7	3.8	8.5	96.9	21.3	107.3	3.7	8.3	83.5
May	11.1	17.9	11.1	18.1	12.1	19.1	47.8	57.5	117.8	11.2	17.0	115.9
June	16.9	24.1	18.0	24.1	16.2	21.9	54.4	172	141.4	16.4	22.3	111.4
July	20.8	26.4	18.6	24.8	19.4	26.1	133.3	81.3	114.9	19.3	25.0	121.4
August	17.9	23.6	21.2	27.0	19.0	24.7	172.4	27.6	180.9	18.1	23.6	104.2
September	12.3	18.5	14.1	19.8	13.5	19.3	122.3	108.9	60.2	12.7	17.9	115.5
October	5.9	10.5	9.7	14.5	7.8	14.5	176.5	78.1	67.8	6.6	11.1	98.3
November	1.0	5.9	0.2	4.4	0	5.1	85.2	92.5	113	-0.7	2.9	102.5
December	-4.7	-0.7	-7.3	-2.3	-1.3	2.9	127	117.3	20.9	-8.6	-4.2	99.9
Average/sum of growing season	15.8	22.1	16.6	22.8	16.0	22.2	530.1	447.3	615.2	15.5	21.2	568.4

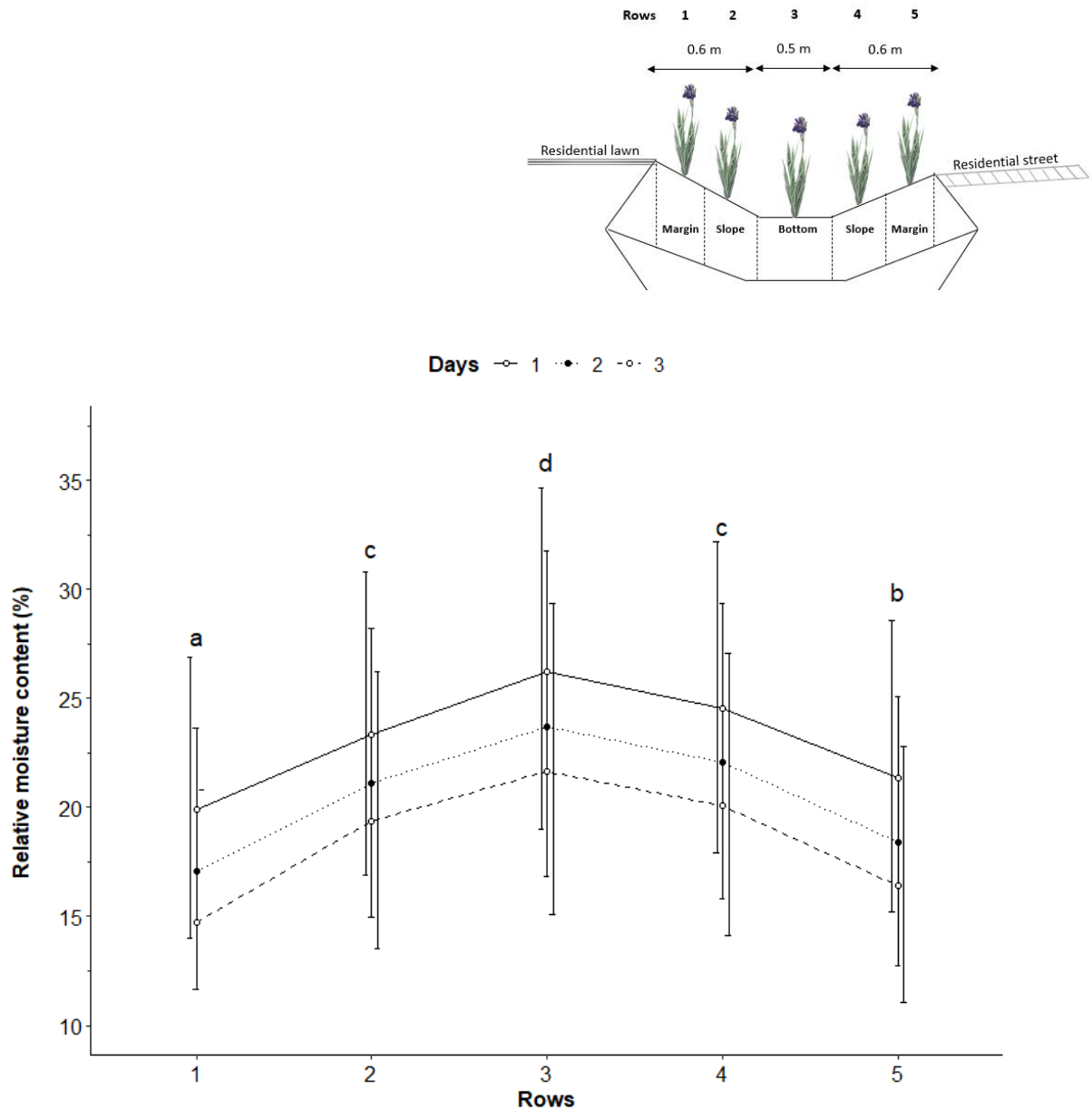
* Data were recorded at Jean Lesage international airport weather station (Station ID : 701S001; 46°48'13,000" N 71°22'54,000" W)

* Months in bold are for the plant growing season

Appendix B : Initial substrate chemical analysis and organic matter content

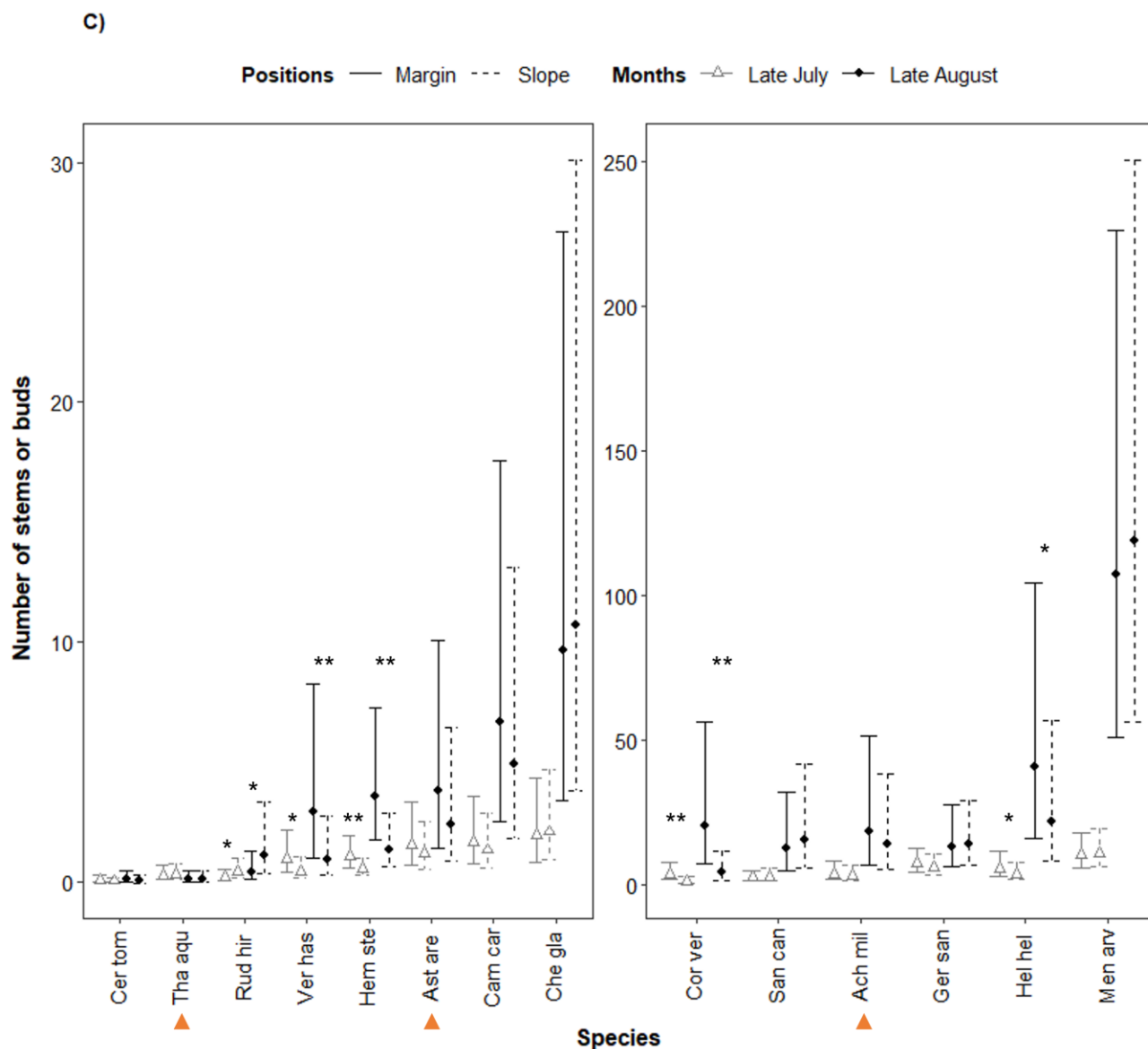
Textural class	pH	pH tampon	CEC (meq/100 g)	OM (%)	P/Al (SPI)	P	K	Ca	Mg	Al	Mn (mg/kg)	Cu	Zn	B	Fe
Loamy sand	7.5	7.5	23.1	2.3	25.1	128	315	4065	199	510	66.2	3.88	13.3	1.20	300

Appendix C : Difference of moisture content between each position (Margin, Slope, Bottom) in the bioretention cells



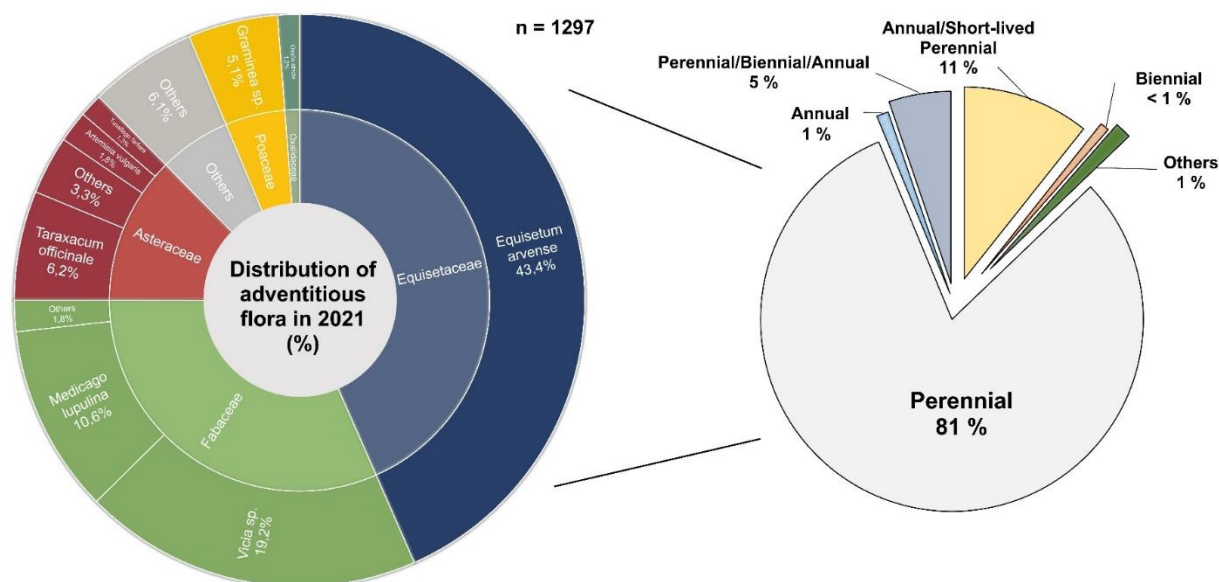
Variation in relative moisture content according to rows and days after rain events. Error bars represent lower and upper confidence intervals. Lowercase letters denote mean separation within rows; means with the same letter do not differ significantly from each other ($P \leq 0.05$).

Appendix D : Interaction of all species, positions and months on floridity



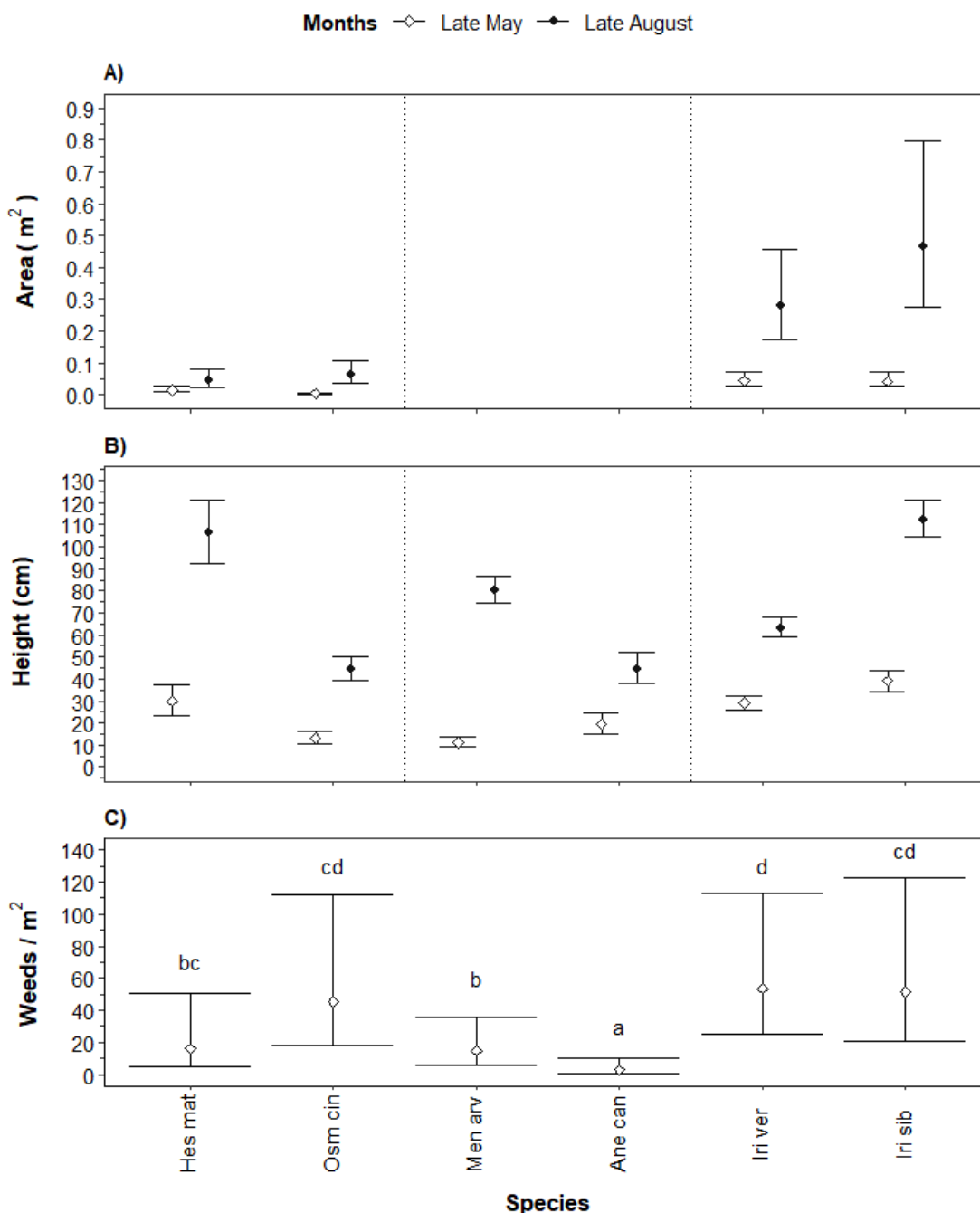
Interaction of all species (without bottom positions and *Phy vir*, *Ath fil*, *Sym nov*) positions, months on floridity. Species with an orange triangle are presented with stems number, while the others were buds. Species are placed in ascending order according to the estimated marginal mean floridity for these two months. Error bars represent lower and upper confidence intervals. Contrasts between positions for each month are presented (*** : $P \leq 0.001$; ** : $P \leq 0.01$; * : $P \leq 0.05$; no asterisk: non significant).

Appendix E : Distribution of adventitious flora and weed life cycle in late May



Distribution of adventitious flora (left) and weed life cycle (right) in late May 2021 (1 month after snow melting) before weed control. Family specie (small circle) and genus (bigger circle) are presented (left). N is the number of individuals adventitious flora counted in total for the first survey of the season.

Appendix F : Growth and weed abundance for species in the bottom position



Plant growth (a,b) and weed abundance (c) for the species in the bottom position over months. Floridity was not presented due to the different flowering periods and to the large differences in confidence intervals between species. Year 2 and year 3 were pooled for area and height, while only data from May of year 3 (1 month after snow melting) was presented for weed abundance. Area was not taken for the species after the vertical dotted line due to difficulties for these species. Species are placed in ascending order according to the area variable between species. Error bars represent lower and upper confidence intervals. Lowercase letters denote mean separation within species; means with the same letter do not differ significantly from each other ($P \leq 0.05$).

Chapitre 3 – Suivi des substrats

Ce troisième et dernier chapitre avait pour objectif de faire un suivi de l'évolution des substrats, conjointement au suivi effectué sur les végétaux présentés dans le chapitre précédent. Dans ce volet, les objectifs spécifiques étaient 1) de caractériser l'évolution des propriétés chimiques des substrats sur deux ans; 2) de mesurer l'évolution de la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol des noues, et enfin 3) de quantifier la teneur en eau volumétrique des substrats à différentes positions dans les ouvrages. Dans la littérature, peu d'études terrain ont effectué des suivis saisonniers sur l'évolution des substrats dans des systèmes de biorétention, et encore moins sous climat froid. La plupart des articles s'intéressent à la performance des systèmes de biorétention pour réduire les volumes d'eau de ruissellement, tandis que d'autres portent plutôt sur le transport hydrique des contaminants et à la capacité de filtration de ceux-ci par le système (Spraakman et al., 2020).

3.1 Dispositif expérimental

Un dispositif expérimental en blocs complets comportant quatre répétitions a été mis en place sur les rues des Moraines (M) et Armand-Tremblay (Ar) pour suivre l'évolution des propriétés chimiques des substrats ainsi que la conductivité hydraulique à saturation, et qui a été fait conjointement au dispositif expérimental sur le suivi des végétaux du volet 1. Chaque bloc comportait 3 traitements représentés par les agencements de végétaux (A, B, C), pour un total de 12 unités expérimentales. Pour évaluer la teneur en eau volumétrique des substrats, un plan d'expérience en parcelles divisées a été fait, où les parcelles principales étaient les agencements de végétaux (A, B, C) et les sous-parcelles étaient les rangées de végétaux, pour un total de 60 unités expérimentales (**Fig. 12**).

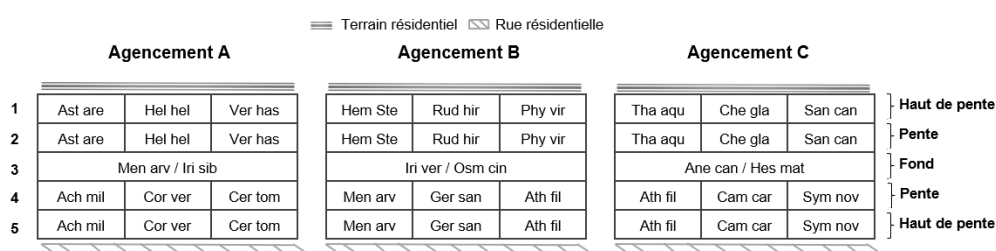


Figure 12. Les trois types d'agencements de plantation aménagée et les espèces utilisées dans chacun d'eux.

3.2 Sélection des noues végétalisées

Douze noues végétalisées ont été sélectionnées parmi les 48 noues végétalisées suivies au volet 1 (voir Chapitre 2). La sélection s'est faite sur la base du dispositif expérimental implanté sur le suivi des végétaux au volet 1 en prenant seulement les blocs 1 à 4 et en considérant un seul réplicat de chacun des trois types d'agencements de plantation de végétaux par bloc (**Fig. 13**). Par manque de réplicats pour le traitement C sur la rue Rosario-Rhéaume, seules les noues sur les rues des Moraines et Armand Tremblay ont été sélectionnées.

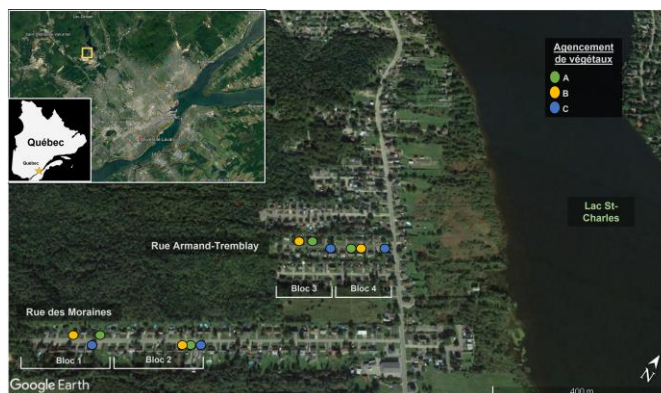


Figure 13. Dispositif expérimental et identification des noues choisies parmi les 48 noues végétalisées du volet 1. Les cercles représentent chacune des noues sélectionnées (Vert : agencement A ; orange ; agencement B ; bleu : agencement C).

3.3 Échantillonnage des substrats et analyses

Un échantillonnage a été effectué initialement à partir du lot de substrat provenant du chantier de construction dès la fin septembre 2019 par le paysagiste responsable du projet pour évaluer le pH, le pH tampon, la capacité d'échanges cationiques (CEC), la matière organique (M.O.), l'indice de saturation en phosphore (P/Al ; ISP) et la teneur en nutriments (P, K, Ca, Mg, Al, Mn, Cu, Zn, B, Fe) (**Tableau 7**). Par la suite, deux prélèvements par saison, un au début (fin mai) et un en fin de saison de croissance (début septembre), ont été effectués par l'équipe de recherche en 2021 et en 2022. Douze échantillons de substrat sur 20 cm de profondeur ont été prélevés aléatoirement dans chacune des noues et à partir duquel une analyse composite ces échantillons groupés a été effectuée (12 échantillons au total par saison). La procédure d'extraction Mehlich-3 (Mehlich, 1984) et la spectrométrie d'émission optique à plasma couplé inductif (ICP-OES ; Fassel et Kniseley, 1974) ont été utilisées pour l'analyse chimique du sol, tandis que la teneur en matière organique (M.O.) a été estimée avec la méthode de perte au feu (Ball, 1964).

Tableau 7. Teneur initiale du substrat utilisé pour les noues végétalisées

Classe texturale	pH	pH tampon	CEC (meq/100 g)	M.O. (%)	P/Al (ISP)	P	K	Ca	Mg	Al	Mn	Cu	Zn	B	Fe
Sable limoneux	7.5	7.5	23.1	2.3	25.1	128	315	4065	199	510	66.2	3.88	13.3	1.20	300

3.4 Conductivité hydraulique à saturation K_{sat}

La conductivité hydraulique à saturation a été mesurée annuellement à la mi-juillet en 2021 et en 2022 à l'aide d'un perméamètre de Guelph avec la méthode du réservoir combiné (Guelph permeameter, model 2800K1, Soilmoisture Equipment Corp.). Un trou de 30 cm de profondeur et de 6 cm de diamètre a été effectué au centre de chacune des noues échantillonnées afin d'y insérer la section inférieure du perméamètre (12 données prises annuellement).

3.5 Teneur en eau volumétrique des substrats

La teneur en eau volumétrique du substrat a été mesurée lors de 3 événements (le 9 juillet 2021, le 31 mai et le 8 juillet 2022) toujours à la même heure du jour entre 8h00 et 9h00 au lendemain d'une pluie supérieure à 20 mm à l'aide d'un humidimètre de sol (FieldScout TDR 300, Spectrum Technologies, Inc.) pendant 3 jours consécutifs sans pluie, afin de voir la relation dans le temps entre l'humidité du substrat et les différentes rangées d'une noue végétalisée. Les données ont été recueillies à deux profondeurs différentes, une fois à 7,6 cm (9 juillet 2021) et deux fois à 12 cm de profondeur (31 mai et 8 juillet 2022). La longueur de sonde a été augmentée en 2022 afin d'être plus représentative de la profondeur du système racinaire d'une plante (longueur de sonde maximale de

l'appareil). Trois mesures ont été prises sur chaque rangée pour chacune des espèces pour un total de 42 données par noue végétalisée.

3.6 Analyses statistiques

Les propriétés chimiques ont été analysées à l'aide de deux analyses de variance à quatre facteurs (ANOVA) et réalisées à l'aide d'un modèle linéaire mixte (lme). Les effets fixes étaient les agencements de plantation (A, B, C), les éléments (1^{er} modèle : P, K, Mg, Ca, Al, B, Cu, Mn, Zn, Fe) ou les propriétés (2^{ème} modèle : pH, pH tampon, CEC, ISP, M.O.), les mois (printemps et automne), les années (2021 et 2022) et les rues (Ar et M). L'effet aléatoire était le bloc. L'homogénéité de la variance pour les deux modèles n'a pas pu être respectée même à l'aide de transformations. La transformation logarithmique est celle qui présentait une meilleure homogénéité de la variance et normalité, quoique les deux postulats n'aient pas été respectés. Une analyse séparée pour chacun des éléments analysés ou l'inclusion d'un paramètre pour contrôler la convergence des données aurait pu permettre de se conformer aux postulats. Les deux modèles respectifs présentaient toutefois une bonne robustesse des données (1^{er} modèle : test de Kurtosis = 2.44 ; 2^{ème} modèle : test de Kurtosis = 1.10).

La conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) entre les différents agencements de végétaux a été analysée à l'aide d'une analyse de variance à deux facteurs a été effectuée à l'aide d'un modèle linéaire mixte (lme). Les effets fixes étaient les agencements et les années et les effets aléatoires considérés étaient les rues et les blocs. Une transformation logarithmique a été effectuée afin de respecter tous les postulats.

La teneur en eau volumétrique du substrat a été analysée à l'aide d'une analyse de variance à trois facteurs (ANOVA) estimée avec un modèle mixte linéaire pour comparer les rangées entre elles. Les effets fixes pour la teneur en humidité du substrat étaient les rangées, les jours et les mois. Les effets aléatoires étaient les rues, les blocs, les noues, les espèces, la position et la profondeur évaluée. Une transformation racine carrée a été effectuée sur le modèle afin de respecter tous les postulats. Le modèle incluait un paramètre avec une structure autorégressive pour des mesures répétées afin contrôler la convergence (control = lmeControl) (Bate and al., 2015) ainsi qu'une structure constante afin de contrôler la variance entre les mois (weight=varIdent).

Les analyses statistiques ont toutes été effectuées en utilisant les fonctions lme, joint_tests et emmeans des packages « nlme » (Pinheiro and Bates, 2000; Pinheiro and Bates, 2022), « emmeans » (Venable and Ripley, 2002) et « multcomp » (Hothorn and al, 2008) de la version 4.2.1 du logiciel RStudio (RStudio, 2022).

3.7 Résultats

3.7.1 Propriétés chimiques des substrats

Tableau 8. Analyse de la variance (ANOVA) effectuée avec 5 facteurs (mois, années, agencements, éléments et rues) ainsi que leurs interactions sur les propriétés chimiques des substrats. Seuls les facteurs impliquant les éléments en interaction ont été mis dans le tableau.

	a) Analyse groupée (P, K, Ca, Mg, Al, B, Mn, Cu, Zn, Fe)				b) Analyse groupée (pH, pH tampon, M.O., ISP, CEC)			
	Df	SS	F.ratio	P.value	Df	SS	F.ratio	P.value
Mois (M)	1	236	97.940	<.0001	1	117	0.250	0.6182
Années (A)	1	236	680.020	<.0001	1	117	9.881	0.0021
Agencements (Ag)	2	236	22.900	<.0001	2	117	6.604	0.0019
Rues (R)	1	2	706.710	<.0014	1	2	163.708	0.0061
Éléments (É)	9	236	35004.130	<.0001	4	117	10083.876	<.0001
M : É	9	236	11.440	<.0001	4	117	7.926	<.0001
A : É	9	236	18.610	<.0001	4	117	26.028	<.0001
Ag : É	18	236	8.690	<.0001	8	117	6.784	<.0001
R : É	9	236	128.820	<.0001	4	117	612.202	<.0001
M : A : É	2	236	2.780	0.0042	4	117	8.576	<.0001
M : Ag : É	18	236	0.230	0.9996	8	117	0.987	0.4499
M : É : R	9	236	1.070	0.3865	4	117	9.805	<.0001
A : Ag : É	18	236	1.300	0.1859	8	117	0.474	0.8726
A : R : É	9	236	2.180	0.0243	4	117	1.667	0.1602
Ag : R : É	18	236	1.730	0.0356	8	117	1.512	0.1602
M : A : Ag : É	18	236	0.400	0.9863	8	117	0.693	0.6975
M : A : R : É	9	236	0.320	0.9686	4	117	2.146	0.0794
M : Ag : R : É	18	236	0.400	0.9870	8	117	0.744	0.6526
A : Ag : R : É	18	236	0.710	0.7967	8	117	1.449	0.1836
M : A : Ag : R : É	18	236	0.330	0.9961	8	117	0.589	0.7850

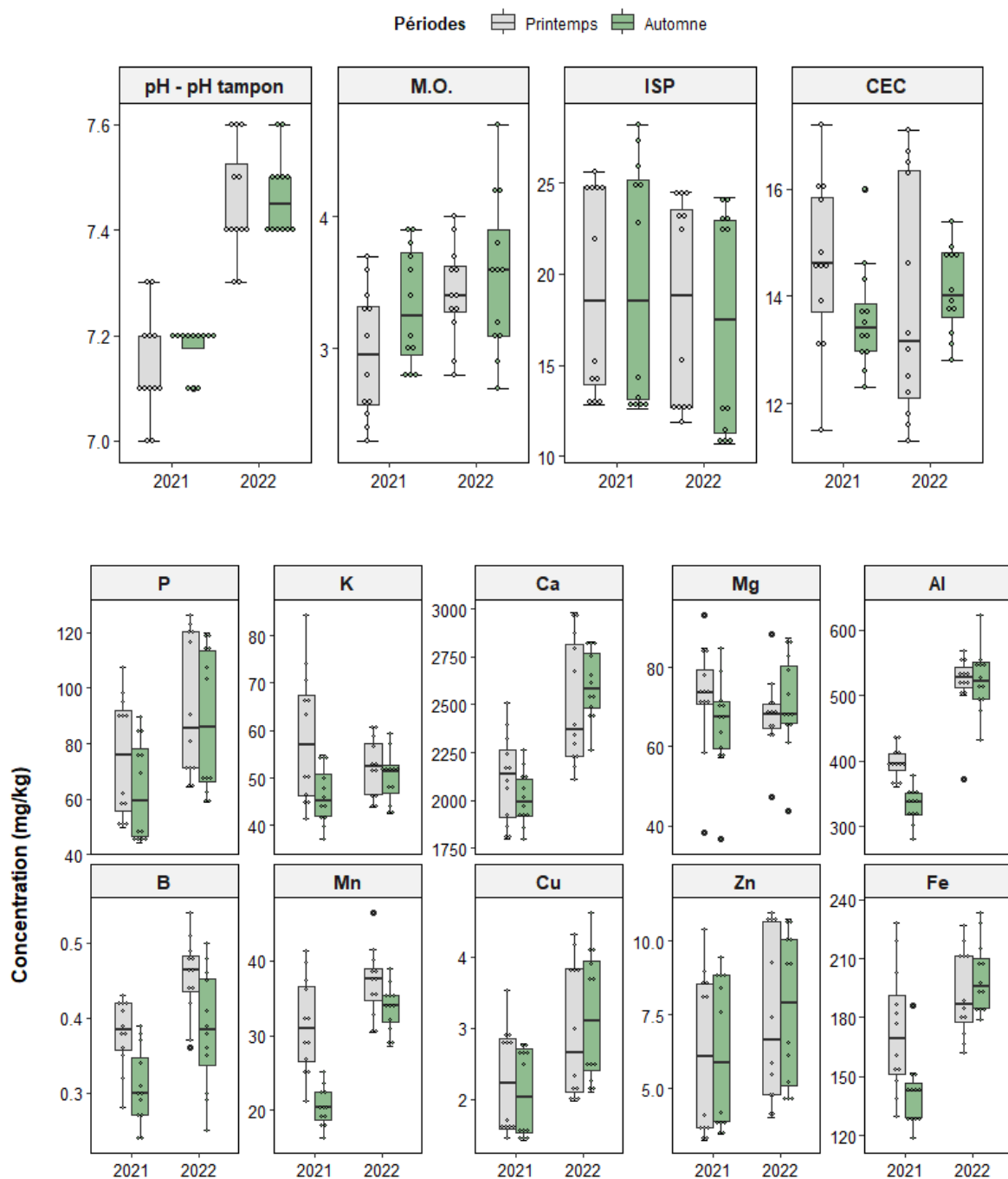


Figure 14. Concentration (mg/kg) de chacun des éléments minéraux et propriétés chimiques selon deux périodes pour les années 2021 et 2022. Les barres d'erreurs représentent les erreurs-types et les points représentent chacune des noues échantillonnées.

Au cours des deux années de suivis, la concentration de la majorité des éléments minéraux analysés a augmenté entre le printemps 2021 et l'automne 2022, sauf pour le potassium (K), le magnésium (Mg), le bore (B) et le manganèse (Mn) (**Fig. 14**). Certains éléments dont le phosphore (P),

l'aluminium (Al), le calcium (Ca) et le fer (Fe) ont eu une augmentation plus marquée dans cette même période. Il y a eu une diminution de la concentration de la majeure partie des éléments entre les deux périodes pour l'année 2021 (excepté pour le Cu et Zn), tandis qu'en 2022, la concentration restait similaire pendant la saison de croissance, sauf pour le Bore (B). Il y a également eu une très grande variation de concentration pour un même élément entre les différentes noues échantillonnées, et cette différence était plus particulièrement notable pour le phosphore (P), le calcium (Ca), le magnésium (Mg), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) (**Fig. 14**). Tous ces mêmes éléments excepté le magnésium (Mg) avaient d'ailleurs une teneur significativement inférieure sur la rue Ar comparativement à la rue M, tandis que le magnésium (Mg) et l'aluminium (Al) avaient tendance à diminuer sur la rue M (**Fig. 15**). À l'échelle des trois agencements de végétaux, la plupart des éléments minéraux sont plus abondants sur la rue M comparativement à la rue Ar, à l'exception du magnésium (Mg) et de l'aluminium (Al) qui tendent à l'effet inverse. L'agencement de type C avait une plus faible concentration en potassium (K), en magnésium (Mg) et en bore (B) que les autres types d'agencement (**Fig. 16**).

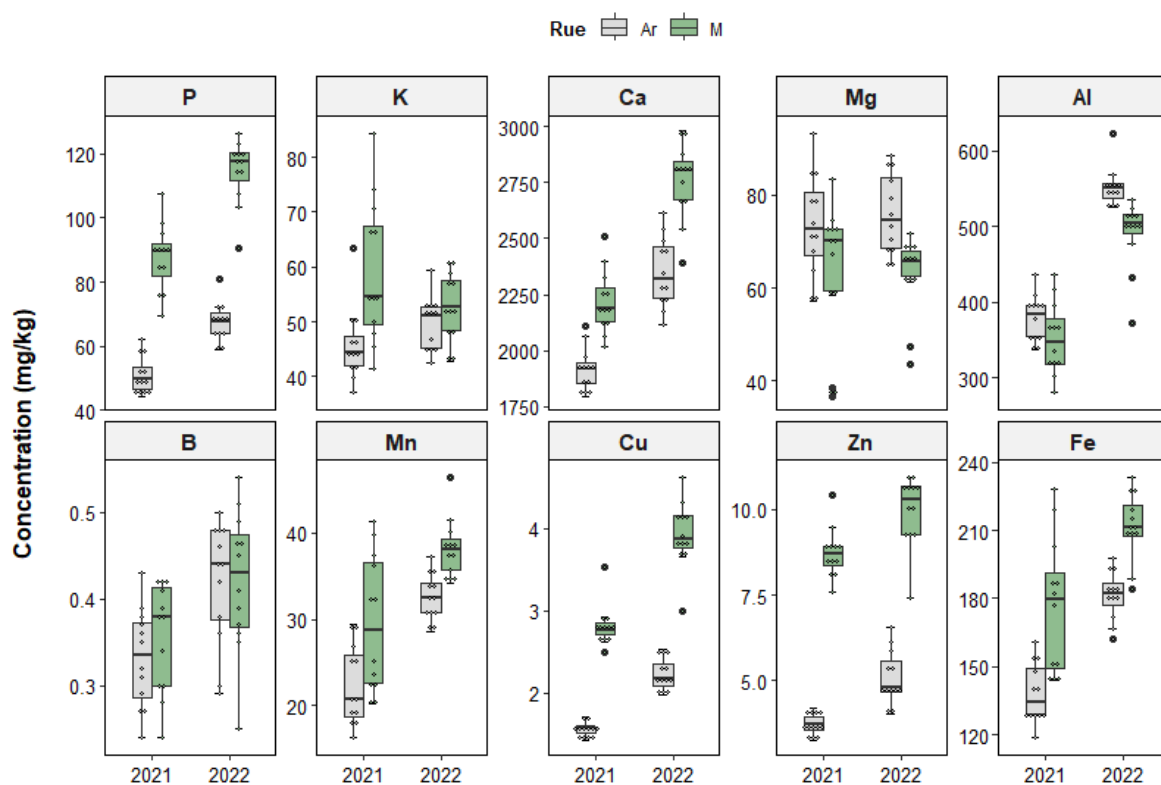


Figure 15. Interaction entre les éléments nutritifs, les années et les rues échantillonnées. Les barres d'erreurs représentent les erreurs-types et les points représentent chacune des noues échantillonnées.

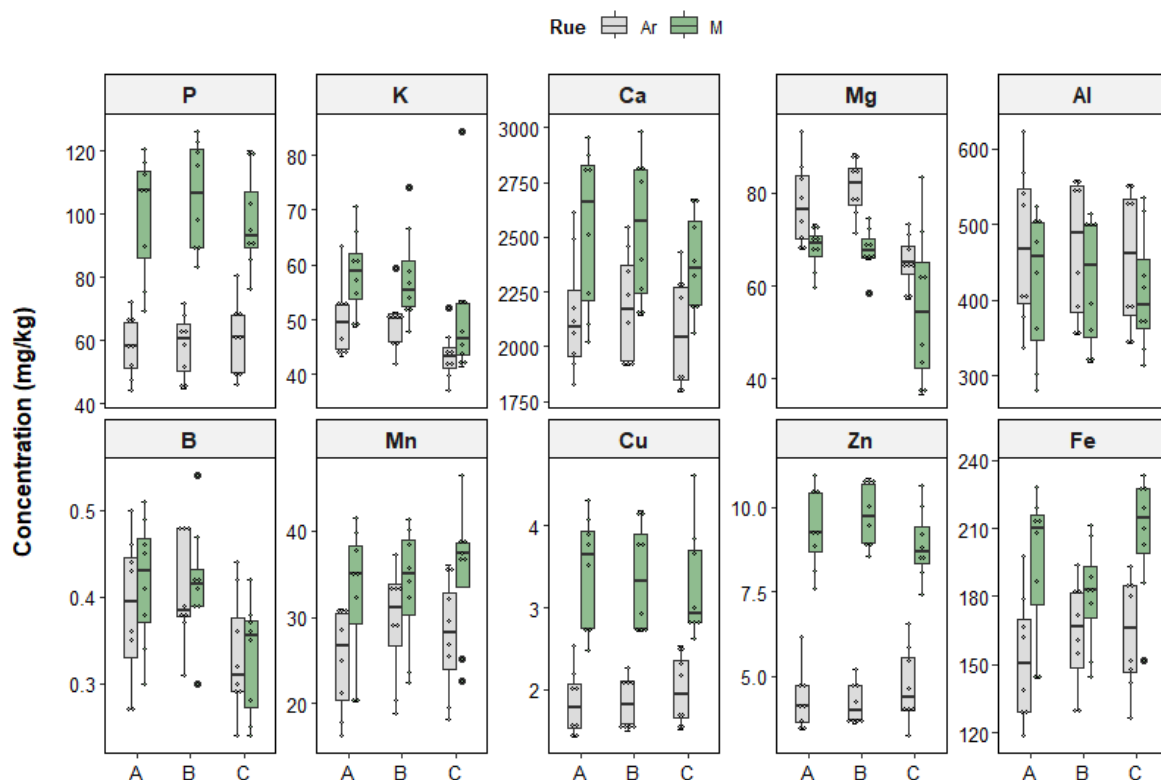


Figure 16. Interaction entre les éléments nutritifs, les agencements et les rues. Les barres d'erreurs représentent les erreurs-types et les points représentent chacune des noues échantillonnées.

Quant aux autres propriétés des substrats, c'est-à-dire le pH, le pH tampon, la matière organique (M.O.), la capacité d'échange cationique (CEC) et l'indice de saturation en phosphore (ISP), ceux-ci ont montré des interactions significatives importantes, soit une double interaction (éléments et agencements) et deux triples interactions : 1) entre les mois, les éléments et les rues et 2) entre les années, les mois et les éléments (**Tableau 8b**). Sommairement, le pH, pH tampon et la CEC sont restés relativement stables entre les années et les mois, tandis que l'ISP tendait à diminuer et la M.O. à augmenter (**Fig. 14**).

Pour ce qui était de la différence entre les agencements de plantation, la M.O. et la CEC sont les deux seules propriétés qui ont montré une diminution dans les agencements C comparativement aux agencements A et B (**Fig. 17**).

Tel que mentionné pour les éléments, il y a également eu une différence significative entre les rues pour plusieurs propriétés des substrats. En effet, l'ISP et la M.O. étaient nettement différents d'une rue à l'autre peu importe la période, la rue Ar étant associée à des noues présentant une M.O. plus élevée que pour la rue M, et le phénomène était inversé pour l'ISP. Du printemps à l'automne, la M.O. a augmenté sur chacune des rues, tandis que l'ISP a diminué seulement sur la rue Ar, restant

relativement stable sur M. La CEC a diminué sur la rue M tandis qu'elle tendait à augmenter sur Ar en cours de saison (Fig. 18).

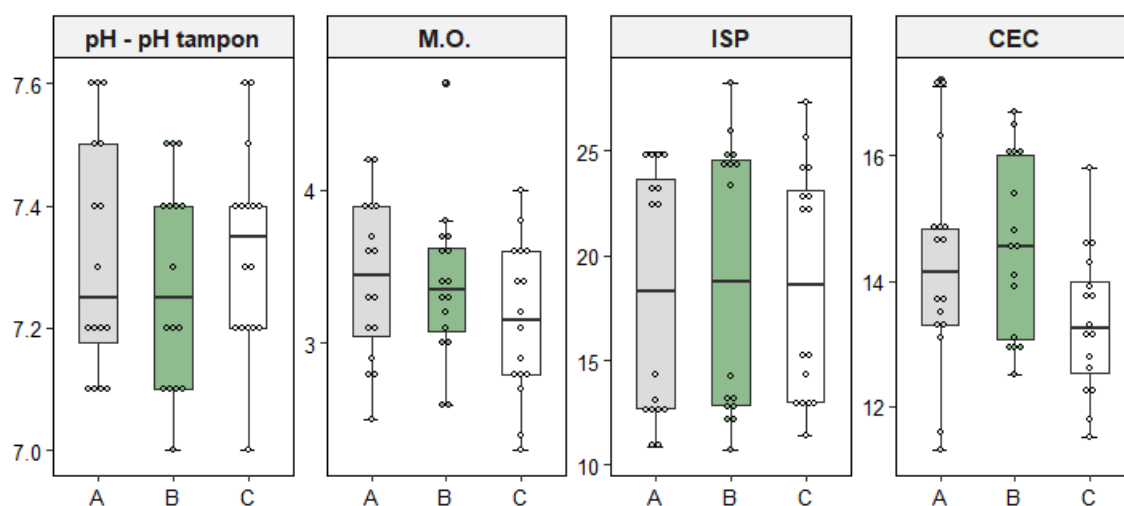


Figure 17. Propriétés des substrats selon les agencements. Les barres d'erreurs représentent les erreurs-types et les points représentent chacune des noues échantillonnées.

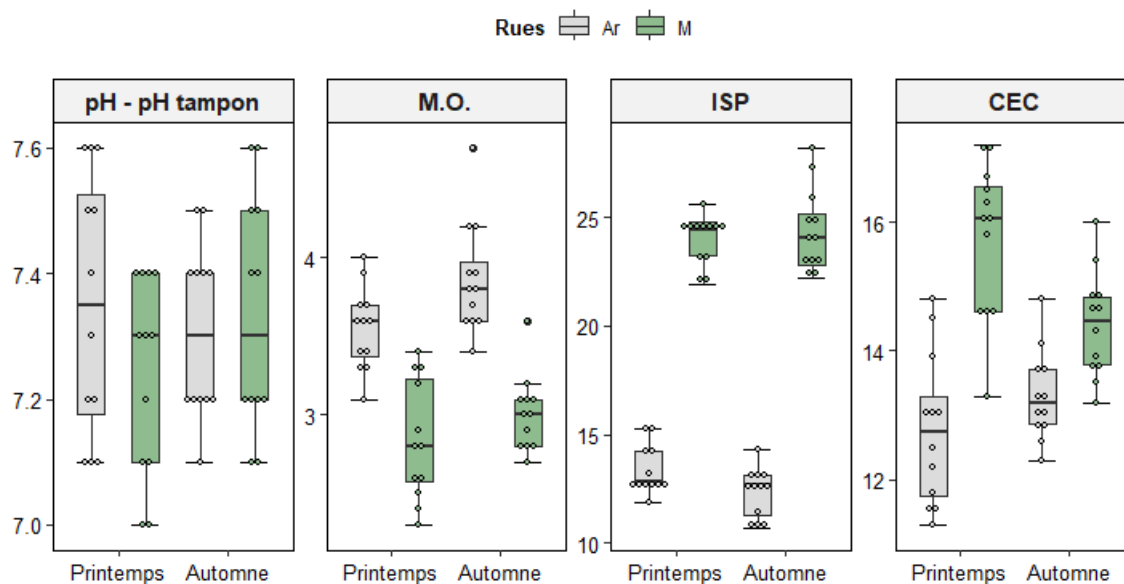


Figure 18. Évolution des propriétés des substrats selon leur période et les rues échantillonnées. Les barres d'erreurs représentent les erreurs-types et les points représentent chacune des noues échantillonnées.

3.7.2 Conductivité hydraulique à saturation (K_{sat})

Tableau 9. Analyse de la variance (ANOVA) effectuée entre les agencements de végétaux (A, B, C) et les années (2021 et 2022) ainsi que leurs interactions sur la conductivité hydraulique à saturation (K_{sat})

	<i>Df</i>	<i>SS</i>	<i>F.ratio</i>	<i>P.value</i>
Agencements	2	15	7.231	0.0063
Années	1	15	11.094	0.0046
Agencements : Années	2	15	2.157	0.1502

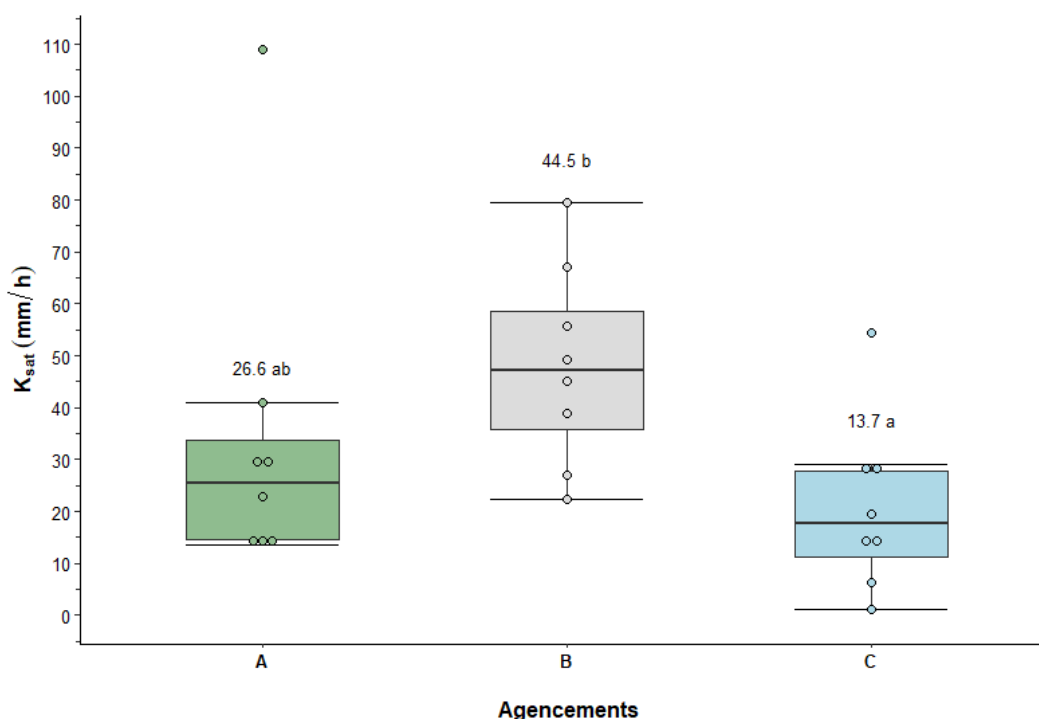


Figure 19. Relation entre les agencements et la conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}). Les intervalles représentent les erreurs-types inférieures et supérieures. Les points représentent chacune des noues échantillonnées. Les lettres identiques de chaque moyenne signifient qu'il n'y ait pas de différences significatives entre les groupes selon les contrastes effectués ($p < 0.05$).

Les agencements ainsi que les années en effets simples ont montré des différences significatives pour la conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) (**Tableau 9**). L'agencement B possédait une K_{sat} de 44.5 mm/h qui était significativement plus élevée que celle de l'agencement C à 13.7 mm/h. Il n'y a toutefois eu aucune différence entre l'agencement A et B et l'agencement A et C. Une tendance entre les différents agencements semblait toutefois ressortir ; l'agencement B possédait la K_{sat} la plus élevée, suivi de l'agencement A, et enfin, de l'agencement C (**Fig. 19**). Il y a eu une diminution significative de la K_{sat} entre 2021 et 2022, passant de 38,6 mm/h à 16,6 mm/h, ce qui représente une baisse de 57,0 % (**Tableau 9, Fig. 20**).

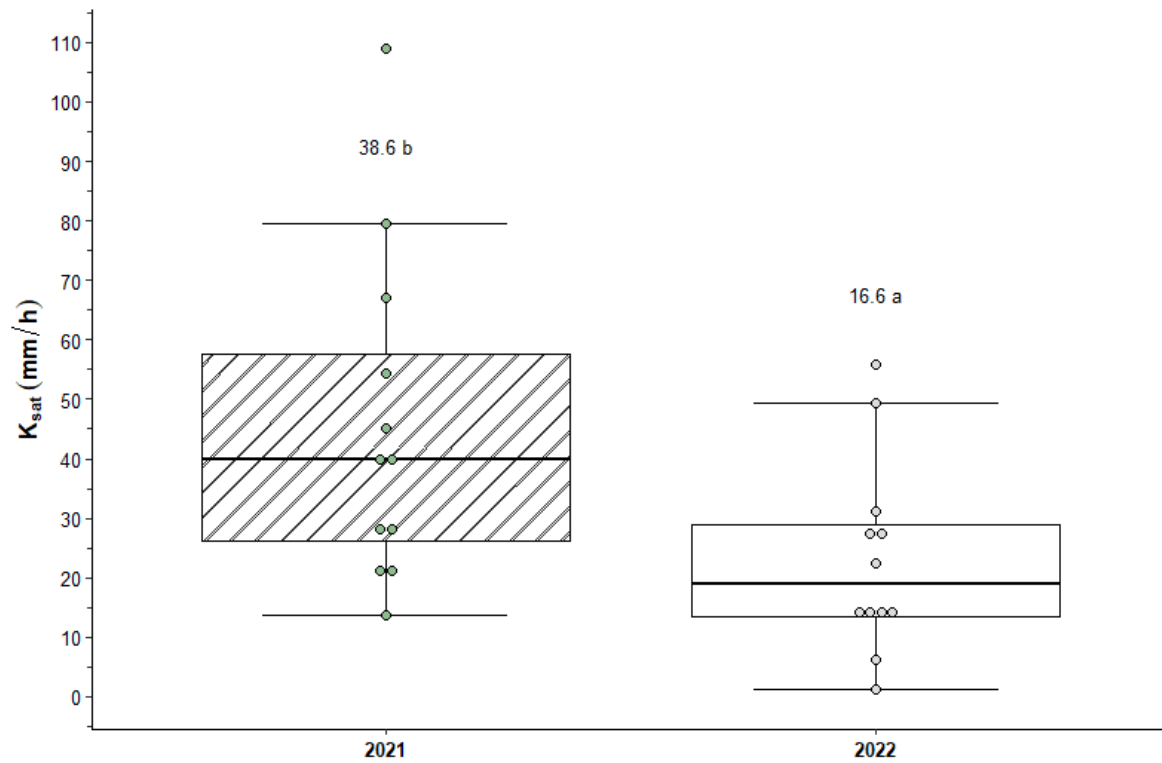


Figure 20. Relation entre la conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) dans le temps. Les intervalles représentent les erreurs-types inférieures et supérieures. Les points représentent chacune des noues échantillonnées. Les lettres différentes de chaque moyenne montrent une différence significative pour le contraste effectué.

3.7.3 Teneur en eau volumétrique des substrats

Tableau 10. Analyse de la variance (ANOVA) effectuée avec 3 facteurs (rangées, journées et mois) ainsi que leurs interactions sur la teneur en eau volumétrique des substrats.

	<i>Df</i>	<i>SS</i>	<i>F.ratio</i>	<i>P.value</i>
Rangées	4	68	144.002	<.0001
Jours	2	4330	897.612	<.0001
Mois	2	4330	500.090	<.0001
Rangées: Jours	8	4330	4.630	<.0001
Rangées: Mois	8	4330	57.414	<.0001
Jours: Mois	4	4330	30.195	<.0001
Rangées: Jours: Mois	16	4330	1.082	0.3664

Tous les effets simples ainsi que les interactions doubles se sont montrés très significatifs pour le teneur en eau des substrats (**Tableau 10**). La différence de la teneur en eau volumétrique entre les rangées dans la noue était en fonction des jours de données. Pour chacune des journées évaluées, la différence entre les rangées restait relativement similaire. Les rangées 1 et 5 étaient les rangées avec les plus faibles teneurs en eau, suivies des rangées 2 et 4, et finalement, la rangée 3, qui possédait la valeur la plus élevée (**Fig. 21a**). L'écart entre la valeur la plus faible et la plus élevée restait relativement stable d'une journée à l'autre, se situant entre 6.3 % et 6.9 %.

La teneur en eau volumétrique des substrats entre les différentes périodes échantillonnées est restée relativement semblable entre les rangées ; les rangées 1 et 5 avaient la plus faible teneur en eau volumétrique, suivie des rangées 2 et 4, et finalement la rangée 3. La teneur en eau entre les différentes rangées réagissait différemment en juillet 2022 comparativement aux deux autres périodes. En effet, la rangée 1 est celle qui possédait la plus faible teneur en eau volumétrique, suivie des rangées 2 et 5, et enfin des rangées 3 et 4. Les rangées 1 et 2 semblaient plus influencées par les différents mois (températures) comparativement aux rangées 3 à 5 (**Fig. 21b**). La teneur en eau volumétrique des substrats restait plus élevée lors de la prise de juin (temps plus frais) comparativement aux deux mois de juillet (périodes de grosse chaleur) qui comportait une valeur plus faible (**Fig. 21c**).

Dans l'ensemble, la rangée 3 (bas de la pente) était la plus humide, suivie des rangées 2 et 4 (milieu de pente) et enfin, la rangée 5 et suivie de près par la rangée 1 (haut de la pente) et ce, pendant 3 jours consécutifs après une pluie supérieure à 20 mm. Cette différence de 6-7 % entre les deux rangées ayant respectivement la plus faible et la plus haute teneur en eau volumétrique est restée relativement similaire d'un mois à l'autre au cours des trois jours de prises de données.

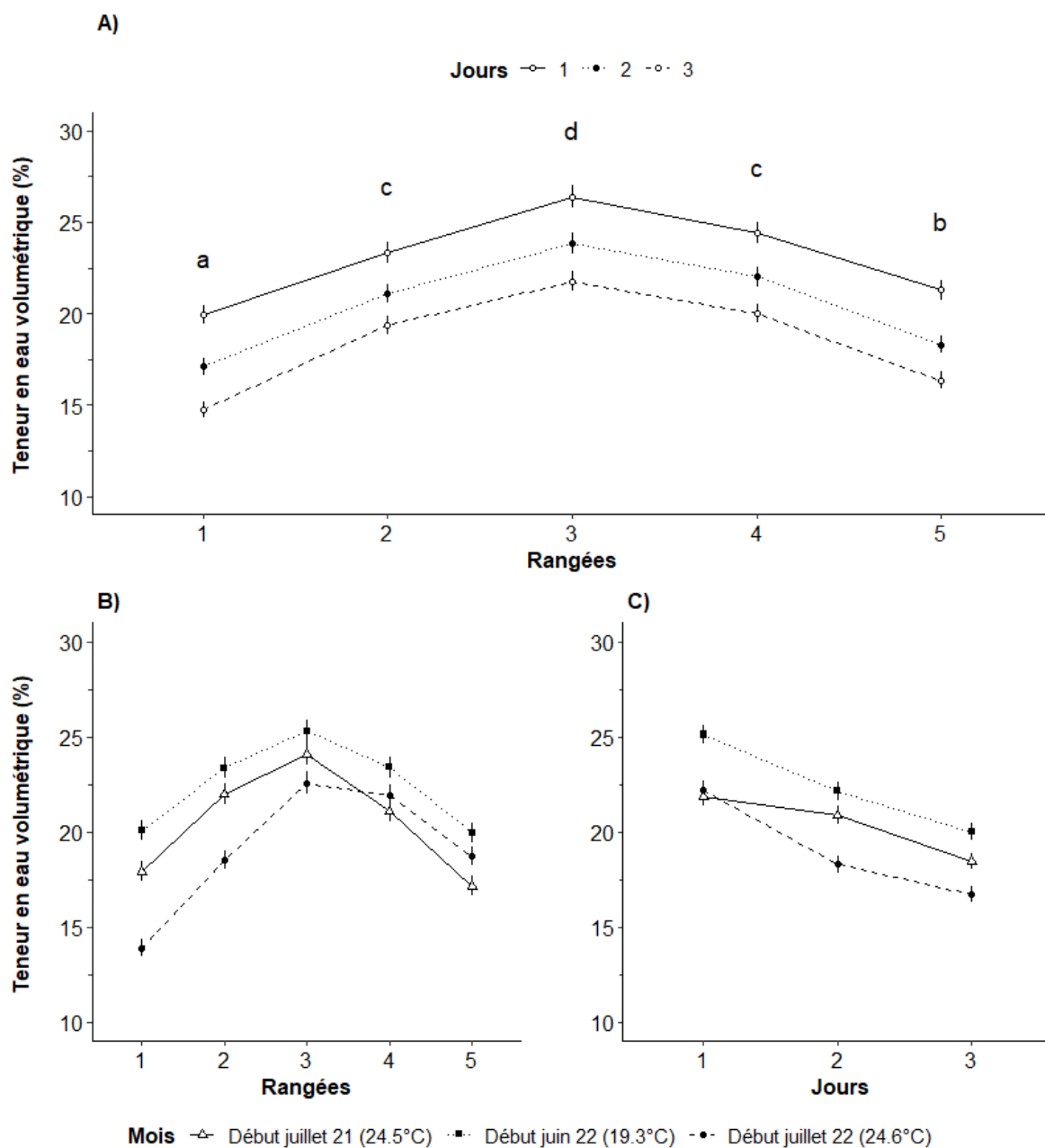


Figure 21. Variation de la teneur en eau volumétrique selon a) les rangées (1 à 5) et les jours après la pluie (1, 2, 3) ; b) les rangées et les mois de prises de données (juillet 2021, juin 2022, juillet 2022) et enfin c) les jours et les mois. Les intervalles représentent les erreurs-types.

3.8 Discussion et conclusion

L'augmentation de la concentration de la majorité des éléments minéraux analysés entre 2021 et 2022 peut avoir été causée par l'accumulation et la rétention dans le substrat de métaux et d'éléments provenant des eaux de ruissellement (Glass et Bissouma, 2005; Reddy et al. 2014). En effet, les eaux de ruissellement des surfaces minéralisées peuvent contenir divers contaminants et polluants dont des éléments minéraux (N, P) et des métaux lourds (Cu, Zn) (Sörme and Lagerkvist, 2002; Brown and Peake, 2006; Kayhanian et al., 2012; Hilliges et al., 2013). Les véhicules (freins, fuites de liquide), les bâtiments (altération des peintures) et les dépositions atmosphériques peuvent également contribuer à l'accumulation de métaux lourds dans les eaux de ruissellement (Davis et al., 2003). Ces contaminants peuvent ainsi être retenus en partie par le paillis et par le substrat contenu dans les noues végétalisées (Davis et al., 2001; Hong et al., 2006; Kluge et al., 2018; Malaviya et al., 2019). Certaines espèces végétales peuvent également avoir la capacité d'accumuler des contaminants et éléments dans leur biomasse (Mei and al., 2020). La diminution de la majorité des éléments pendant la saison 2021 peut s'expliquer par l'absorption et l'allocation des éléments par les végétaux (Robertson, 1951; Reid and Hayes, 2003). En 2022, la plupart des éléments n'ont pas montré de différences significatives entre les deux périodes, ce qui peut s'expliquer par les précipitations plus abondantes pendant la saison, entraînant donc plus de ruissellement vers les noues, augmentant ainsi la teneur en concentration des éléments dans le substrat.

Le pH et le pH tampon sont deux propriétés qui n'ont pas montré de différence significative entre les années et les rues, mais ont tout de même montré une augmentation dans le temps. En effet, le pH est passé de 7.2 en 2021 à 7.5 en 2022. Un pH supérieur à 7.0 peut rendre les microéléments tels que le bore (B), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le nickel (Ni) et le zinc (Zn) moins disponibles pour les végétaux, ce qui peut se traduire par des futures carences et des problématiques importantes sur le développement, les rendant moins résistants aux autres facteurs biotiques et abiotiques tels qu'aux stress hydriques, aux températures froides, aux pathogènes et insectes (Hajiboland, 2012; Wimmer et Eichert, 2013). À un pH élevé, certains métaux (Cu, Fe, Mn, Ni, Zn) sont beaucoup plus liés au substrat (McCauley and al., 2009) et sont plus difficilement échangeables. Une des solutions d'amendement souvent envisagées pour acidifier les sols basiques en agriculture est l'ajout de soufre (S), mais qui peut s'avérer moins envisageable pour les noues végétalisées, surtout dans le cas où le pH tampon est élevé, comme c'est le cas pour les substrats analysés dans les noues. L'ajout de matière organique peut permettre d'acidifier légèrement les sols par la libération d'ions H^+ et le processus de minéralisation (McCauley and al., 2009).

La grande différence de concentration entre les rues échantillonnées pour une majorité des éléments nous permet de supposer que le substrat utilisé initialement dans l'implantation des noues végétalisées ne provenait pas du même lot produit pour chacune des rues. En effet, certaines

propriétés du substrats (ex : ISP, P, Ca, Cu, Zn) ont des écarts très élevés qu'il serait difficile d'expliquer sur une période de deux ans. Les valeurs initiales du substrat (exemple : 25.1 % ISP), qui a été échantillonné directement du lot de substrat provenant du chantier de construction, ressemblaient davantage aux résultats d'échantillonnage effectués sur la rue des Moraines que ceux de la rue Armand-Tremblay. Il y avait une nette distinction entre les deux rues pour l'ISP et le phosphore, la rue des Moraines ayant un ISP et une concentration en phosphore beaucoup plus élevés. En effet, l'ISP sur la rue M était d'environ 24 %, ce qui est 63 % supérieur à la valeur critique environnementale (15 %) pour les sols sableux en agriculture (G3) (Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 2010). Cette valeur représente un seuil au-delà duquel le risque de pollution diffuse dans l'environnement est plus élevé si du phosphore est ajouté au système. Plus l'ISP est élevé, plus il y a d'ions P retenus sur les sites d'adsorption du substrat; ces ions pourront éventuellement être relâchés dans la solution du sol. Le phosphore est donc plus disponible pour les plantes, mais cette situation entraîne également un risque plus élevé de relargage du P dans le milieu et réduit ainsi la capacité de l'ouvrage à retenir cet élément (Maguire and Sims, 2002). Tant que l'ajout annuel de phosphore dans les noues via les eaux de ruissellement ne dépasse pas le prélèvement effectué par les plantes, cette situation n'est pas problématique, mais cette dynamique devrait être surveillée dans les prochaines années. En fait, l'ISP tendait même à diminuer entre 2021 et 2022, ce qui peut s'expliquer par une plus grande absorption du phosphore par l'accroissement des végétaux d'une année à l'autre, mais aussi par l'augmentation de l'aluminium dans le substrat qui fixe les ions phosphore en formant des molécules complexes.

Comme c'était le cas pour les éléments, l'ISP et la M.O. étaient nettement différents d'une rue à l'autre peu importe la période, la rue Ar étant associée à des noues présentant une M.O. plus élevée que pour la rue M, et le phénomène était inversé pour l'ISP. Ces deux caractéristiques ne semblent cependant pas être en relation directe l'une à l'autre. Selon la littérature, la matière organique peut influencer la mobilité des différentes sources de phosphore dans le sol, le rendant plus disponible pour les plantes (Institut de recherche et de développement en agroenvironnement et Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, 2008). Une matière organique élevée favoriserait alors un indice de saturation en phosphore plus grand, ce qui serait plus un inconvénient dans le contexte actuel, surtout sur la rue M.

Au niveau des agencements, c'est l'agencement de plantation de type C qui a montré une plus faible concentration pour certains éléments et propriétés (potassium (K), magnésium (Mg), bore (B) et M.O.). Une des hypothèses considérées pour la baisse de concentration pour certains éléments dans l'agencement est que les différentes espèces présentes retiennent un plus grand pourcentage d'éléments dans leur biomasse végétale. En effet, des analyses foliaires effectuées sur les différentes espèces en cours de saison 2021 ont montré que les espèces situées dans l'agencement C avaient tendance à stocker dans leur feuillage une plus grande concentration pour certains éléments (N, P,

K, Ca, Cl, Fe, S) que les autres espèces dans les autres types d'agencements (données non présentées). Par exemple, les feuilles de *Tha aqu* (Agencement C) contenaient en moyenne 1,02 % en phosphore comparativement à 0,36 % pour *Hel hel* (Agencement A). Toutefois, l'agencement de type C montrait généralement une plus faible biomasse végétale que les autres, ce qui peut nuancer cette interprétation. En fait, cette différence de biomasse peut avoir été influencée par le choix des végétaux de cet agencement qui sont plus adaptés à l'ombre. En effet, cet agencement était majoritairement situé aux endroits ombragés et a été conçu avec des végétaux plus adaptés à ces conditions. Dans la nature, il existe deux types de stratégie pour les plantes afin de faire face à l'ombre, soit en l'évitant ou en la tolérant (Gommers and al., 2013). Certaines espèces peuvent être plus tolérantes à l'ombre et peuvent ainsi bien se développer dans ces conditions, quoique d'autres peuvent également être plus avantageuses en étant exposées à la lumière (Zhao et al., 2012). Dans la littérature, les espèces herbacées tolérantes à l'ombre peuvent avoir des taux de croissance beaucoup plus faible que les espèces non-tolérantes, à la fois sous des conditions de forte et de faible luminosité (Cavatte and al., 2012).

Pour ce qui est de la conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) des noues, l'agencement C a montré une plus faible valeur que les autres. L'infiltration de l'eau dans le sol peut être affectée par différents facteurs tels que les racines des plantes, la faune du sol, les microorganismes et les conditions environnementales (Six et al., 2004). En effet, les racines peuvent augmenter la K_{sat} en créant des chemins préférentiels et en augmentant la porosité du sol (Rasse et al. 2000; Hatt et al. 2009; Muerdter et al. 2018). Les espèces ayant des rhizomes épais et peu de racines fibreuses sont plus propices au maintien de la perméabilité des systèmes de biorétention (Gong et al., 2022). Les agencements de type A et B possèdent plus d'espèces avec des rhizomes que les agencements de type C, et ont également tendance à avoir une plus grande biomasse végétale et une croissance plus rapide ce qui peut également influencer la biomasse racinaire (Shipley and Meziane, 2002). Finalement, la différence d'infiltration de l'eau dans le sol entre les agencements peut avoir été influencée en grande partie par le réseau racinaire des plantes qui peut se développer différemment selon les différentes espèces.

La diminution de la conductivité hydraulique à saturation à travers le temps peut avoir été causée par la compaction du sol et par l'accumulation de sédiments et débris végétaux dans les systèmes. En effet, même si un entretien est effectué de façon constante (fauche et retrait de la biomasse végétale en fin de saison et mise en place de bâches pour l'hiver), les sédiments dans les rues pendant la saison estivale peuvent se retrouver dans les noues lors de pluies. Les débris végétaux (tonte des terrains voisins, feuilles des arbres tombées) peuvent également influencer et diminuer la perméabilité du substrat de ces systèmes. Il faut toutefois faire attention à l'interprétation des données puisque cette valeur n'a été mesurée qu'à un seul endroit dans chaque noue, au centre de

celle-ci. Un minimum de trois données par noue aurait permis d'obtenir un portrait plus précis de la K_{sat} pour chaque noue.

Dans la littérature, les noues végétalisées et les systèmes de biorétention ont souvent été caractérisés avec un gradient de trois zones d'humidité distinctes qui peuvent varier de très humides à très sèches et ce, du fond au haut de la pente (Dunnnett et Clayden, 2007). Les résultats de teneur en eau volumétrique obtenus dans cette expérience permettent de confirmer cette affirmation qui avait fait l'objet de peu d'études scientifiques. Pour ce qui est de la différence de la teneur en eau volumétrique entre les différentes rangées selon les périodes, le mois de juillet 2022 réagissait différemment comparativement aux deux autres périodes. Ceci peut s'expliquer par les précipitations qui ont été moins abondantes que prévu la veille de l'échantillonnage (5 mm de pluie seulement) et peut également expliquer pourquoi la teneur en eau volumétrique des substrats était la plus faible globalement selon les trois jours pour ce même mois. De plus, les températures étaient beaucoup plus élevées en juillet 2021 et 2022 et avoisinaient les 25 °C comparativement au mois de juin 2021 avec 19 °C, ce qui peut expliquer pourquoi la teneur en eau volumétrique était relativement plus élevée pour l'ensemble des trois journées de prise de données en juin 2021. D'autres études seraient nécessaires afin de voir la relation entre l'eau entrant dans la noue, le degré de la pente et la végétation à la teneur en eau volumétrique du substrat.

Conclusion

De façon générale, le substrat des noues végétalisées retient et accumule les polluants et contaminants contenus dans les eaux de ruissellement lors des pluies. La concentration pour une grande majorité des éléments fluctue pendant la saison de croissance des végétaux, mais a tendance à augmenter tout de même au fil du temps. Le pH élevé des substrats peut s'avérer plus problématique pour la biodisponibilité des microéléments pour le développement des végétaux, ce qui peut se traduire par des carences et une sensibilité plus accrue des espèces aux facteurs environnants dans le futur. Une attention particulière devra être apportée aux végétaux à cet effet dans les prochaines années. La différence importante observée pour la concentration en éléments et des propriétés chimiques du substrat entre les différentes rues échantillonnées laisse supposer que le substrat utilisé initialement ne provenait pas du même lot, la rue M possédant une valeur d'indice de saturation en phosphore (ISP) très élevée qui est caractérisée par une présence plus élevée en phosphore soluble dans les substrats et amène un risque plus accru de précipitation dans le milieu si un ajout excessif de phosphore est effectué. Toutefois, un apport en phosphore équivalent à ce que les végétaux soient capables d'assimiler et exporter minimise le risque de relargage potentiel dans l'environnement. Finalement les pratiques d'entretien devraient viser à minimiser la compaction du sol et à favoriser la croissance des végétaux.

Conclusion

L'objectif principal de ce projet de recherche visait à évaluer la résilience et la performance d'espèces végétales sur diverses positions, et de suivre l'évolution des propriétés physico-chimiques des substrats durant trois années dans des noues végétalisées utilisées pour la gestion des eaux pluviales dans le secteur sud-ouest du lac Saint-Charles. Pour ce faire, 22 espèces végétales ont été suivies au sein de 48 noues végétalisées, parmi lesquelles douze ont été échantillonnées pour suivre les substrats. Les résultats de cette étude nous permettent de confirmer les hypothèses principales.

D'abord, la croissance, plus particulièrement la surface foliaire chez la majorité des espèces, a été beaucoup plus influencée par le positionnement que la survie ou la floribondité dans les noues végétalisées. En fait, la surface foliaire et la hauteur ont respectivement augmenté et diminuée en haut de pente pour une grande majorité des espèces, tandis que l'effet inverse a été observé dans le milieu de pente. Seules quelques espèces ont eu une floraison plus abondante dans le haut de pente, alors que près de la moitié des espèces ont eu une plus grande proportion d'adventices dans le milieu de la pente. Au niveau spatial et temporel, la survie est la seule variable qui a été peu affectée par le positionnement. Les résultats ont permis de confirmer que le positionnement des plantes dans la noue exerçait une influence importante sur la croissance des espèces. Une bonne compréhension de l'impact du positionnement des espèces sur leur développement peut contribuer à l'amélioration de la disposition des végétaux dans les agencements de plantation et ainsi maximiser la performance des ouvrages.

Quant au volet sur les substrats, une baisse de la vitesse d'infiltration de l'eau dans le sol a été observée entre les deux années de suivi dans les noues végétalisées, ce qui confirme l'hypothèse prévue initialement. En fait, la littérature est encore mitigée sur ce sujet. Certaines études constatent qu'il peut y avoir une accumulation de sédiments et débris végétaux dans les ouvrages, ce qui peut réduire l'infiltration de l'eau. Or, d'autres mentionnent l'impact positif des végétaux et de leur système racinaire sur la perméabilité du sol. Somme toute, de bonnes pratiques d'entretien devraient alors viser à minimiser la compaction du sol et à favoriser la croissance des végétaux.

Comme prévu dans l'hypothèse de départ, une augmentation de la concentration en polluants et nutriments a été constatée au fil du temps dans les noues végétalisées. De façon générale, les polluants et contaminants contenus dans les eaux de ruissellement semblent captés par le système, qui les retiennent et les accumulent dans le substrat.

Parmi les vingt-deux espèces étudiées, quinze se sont avérées bien adaptées et tolérantes aux conditions environnementales présentes dans les noues végétalisées, soit (*Achillea millefolium* L., *Anemone canadensis* (Linnaeus) Mosyakin, *Astilbe x arendsii* 'White', *Chelone glabra* L., *Coreopsis verticillata* 'Zagreb' L., *Heliopsis helianthoides* (Linnaeus) Sweet, *Geranium sanguineum* L., *Hemerocallis* 'Stella Supreme' L., *Iris sibirica* L., *Iris versicolor* L., *Mentha arvensis* L., *Physostegia virginiana* (Linnaeus) Benth, *Symphyotrichum novae-angliae* (Linnaeus) G.L. Nesom, *Sanguisorba canadensis* L., *Thalictrum aquilegifolium* L.). Les sept autres (*Campanula carpatica* Jacq "Alba", *Hesperis matronalis* L., *Osmundastrum cinnamomeum* (Linnaeus) C. Presl, *Rudbeckia hirta* L., *Verbena hastata* L., *Cerastium tomentosum* L., *Athyrium filix-femina* (Linnaeus) Roth ex Mertens) ont démontré une survie et une croissance moindre. Outre la survie et le développement, le choix des espèces dans les systèmes de biorétention devrait également prendre en considération d'autres critères importants, notamment leur capacité à traiter les eaux pluviales, à réduire les volumes d'eau et les débits de pointe et leur impact sur la biodiversité. Alors que la plupart des études ont été réalisées sur l'efficacité dépolluante des végétaux dans les systèmes de biorétention, l'acceptabilité sociale et l'attraction par les pollinisateurs sont également d'autres sujets futurs à considérer dans la sélection des plantes afin d'optimiser les services écosystémiques, ainsi que d'effectuer des suivis sur la résilience des espèces à l'influence des successions végétales dans ces systèmes sans entretien dans les prochaines années.

Bibliographie

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. *Journal of Hydrology*, 567, 721-731. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.027>

Alyaseri, I., Zhou, J., Morgan, S. M., & Bartlett, A. (2017). Initial impacts of rain gardens' application on water quality and quantity in combined sewer: Field-scale experiment. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 11(4), 19. <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0988-5>

Anderson, B. S., Phillips, B. M., Voorhees, J. P., Siegler, K., & Tjeerdema, R. (2016). Bioswales reduce contaminants associated with toxicity in urban storm water. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(12), 3124-3134. <https://doi.org/10.1002/etc.3472>

Association canadienne de normalisation. (2019). Conception des systèmes de biorétention. Groupe CSA. Norme nationale du Canada. CSA W200 :18.

Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles (APEL). (2014). Guide d'introduction aux enjeux de la prise d'eau potable de la rivière Saint-Charles, Association pour la protection de l'environnement du lac Saint-Charles et des Marais du Nord (APEL), Québec, 12 pages

Bratieres, K., Fletcher, T.D., Deletic, A., & Zinger, Y. (2008). Nutrient and sediment removal by stormwater biofilters; a large-scale design optimisation study. *Water Research*, 42(14), 3930–3940.

Brown, J.N., Peake, B.M. (2006). Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the Total Environment*, 359, 145–155.

Bush, E., Bonsal, B., Derksen, C., Flato, G., Fyfe, J., Gillett, N., Greenan, B.J.W., James, T.S., Kirchmeier-Young, M., Mudryk, L., & Zhang, X. (2022) : Rapport sur le climat changeant du Canada à la lumière de la plus récente évaluation scientifique mondiale. Gouvernement du Canada. Ottawa (Ontario) 42 p.
https://ftp.maps.canada.ca/pub/nrcan_mcan/publications/STPublications_PublicationsST/329/329704/gid_329704.pdf

Cagelais, C. (2014). Améliorer les performances des zones de biorétention par le choix des végétaux [Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke]. <http://hdl.handle.net/11143/7088>

Cavatte, P. C., Oliveira, Á. A., Morais, L. E., Martins, S. C., Sanglard, L. M., & DaMatta, F. M. (2012). Could shading reduce the negative impacts of drought on coffee? A morphophysiological analysis. *Plant physiology*, 144, 111–122.

Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 2010. Guide de référence en fertilisation, 2e édition, 473 p.

Chambers, P. A., Allard, M., Walker, S. L., Marsalek, J., Lawrence, J., Servos, M., & Wong, M. P. (1997). Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: a review. *Water Quality Research Journal*, 32(4), 659-714.

Chandrasena, G.I., Pham, T., Payne, E.G., Deletic, A., & McCarthy, D.T. (2014). E. coli removal in laboratory scale stormwater biofilters: influence of vegetation and submerged zone. *J. Hydrology Current Research*, 519, 814–822. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.08.015>

Coutts, A.M., Tapper, N.J., Beringer, J., Loughnan, M., & Demuzere, M. (2013). Watering our cities: the capacity for water sensitive urban design to support urban cooling and improve human thermal

comfort in the Australian context. *Progress in Physical Geography*, 37(1), 2-28. DOI:[10.1177/0309133312461032](https://doi.org/10.1177/0309133312461032)

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. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.007>

Davis A P. (2008). Field performance of bioretention: hydrology impacts. *Journal of Hydrologic Engineering*, 13(2), 90–95.

Davis A. P., Traver R. G., Hunt W. F., Lee R., Brown R. A., & Olszewski J. O. (2012). Hydrologic performance of bioretention stormwater control measures. *Journal of hydrologic engineering*, 17(5), 604–614.

Davis, A. P., Minami, C., Sharma, H., Shokouhian, M. & Winogradoff, D. (2003). Water quality improvement through bioretention: Lead, Copper and Zinc removal. *Water Environment Research*, 75(1), 73-82.

Davis, A.P., Shokouhian, M., Sharma, H., & Minami, C. (2001). Laboratory study of biological retention for urban stormwater management. *Water Environment Research*, 73(1), 5–14.

Davis, A.P.; Traver, R.G.; & Hunt, W.F. (2010) Improving urban stormwater quality: Applying fundamental principles. *Journal of contemporary water research & education*. 146, 3–10.

Denich C., & Bradford A. (2010). Estimation of evapotranspiration from bioretention areas using weighing lysimeters. *Journal of hydrologic engineering*, 15(6), 522–530.

Department of Environmental Resources. (2007). Bioretention Manual. Prince George's County, Maryland, United States: Department of Environmental Resources, 148 p.

Dunnett, N., & Clayden, A. (2007). *Rain gardens: managing water sustainably in the garden and designed landscape*. Timber Press.

Ellis, J.B. (2013). Sustainable surface water management and green infrastructure in UK urban catchment planning. *Journal of Environmental Management*, 56 (1), 24–41. <https://doi.org/10.1080/09640568.2011.648752>

Falk, J. (1983). Progress since 1979 in Sweden (in urban hydrology research), p.79-99. In J.W. Delleur and H.C. Torno (ed.), *Proceedings of the International Symposium on Urban Hydrology*, May 30-June 2, 1983. ASCE, New York.

Gao, Y., Church, S. P., Peel, S., & Prokopy, L. S. (2018). Public perception towards river and water conservation practices: Opportunities for implementing urban stormwater management practices. *Journal of environmental management*, 223, 478-488.

Gnecco, C., Berretta, L.G., & Lanza, P. (2005). Stormwater pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmospheric research*, 77 (1–4), 60–73. DOI : 10.1016/j.atmosres.2004.10.017

Gommers, C. M. M., Visser, E. J. W., Onge, K. R. S., Voesenek, L. A. C. J., & Pierik, R. (2013). Shade tolerance: when growing tall is not an option. *Trends in Plant Science*, 18(2), 65-71. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2012.09.008>

Gong, Y., Gao, F., Hao, Y., Zhang, G., Bai, X., Yang, H., Li, H., Zhang, W., & Nie, L. (2022). Factors affecting the permeability of the growing media used in bioretention systems. *Journal of Hydrology*, 127935. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.127935>

Gouvernement du Canada. (2019). Liste des substances toxiques. <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-environnemental-loi-canadienne-protection/listes-substances/toxiques.html> consulté le 28 juin 2020

Graves, R.A., S.M. Pearson, S.M., & Turner, M.G. (2017). Species richness alone does not predict cultural ecosystem service value. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(14), 3774–3779. DOI : 10.1073/pnas.1701370114

Hajiboland, R. (2012). Effect of micronutrient deficiencies on plants stress responses. In *Abiotic stress responses in plants* (pp. 283-329). Springer, New York, NY.

Hanslin, H. M., Mæhlum, T., & Sæbø, A. (2017). The response of Phragmites to fluctuating subsurface water levels in constructed stormwater management systems. *Ecological Engineering*, 106, 385-391. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.019>

Hatt, B. E., Fletcher, T. D. & Deletic, A. (2009). Hydrologic and pollutant removal performance of stormwater biofiltration systems at the field scale. *Journal of Hydrology* 365 (3–4), 310–321.

Henderson, C., Greenway, M., & Phillips, I. (2007). Removal of dissolved nitrogen, phosphorus and carbon from stormwater by biofiltration mesocosms. *Water Science and Technology*, 55(4), 183–191.

Hess, A., Wadzuk, B., & Welker, A. (2017). Evapotranspiration in rain gardens using weighing lysimeters. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 143(6), 04017004.

Hilliges, R., Schriewer, A. & Helmreich, B. (2013). A three-stage treatment system for highly polluted urban road runoff. *Journal of Environmental Management*, 128, 306–312.

Hong, E., Seagren, E. A., & Davis, A. P. (2006). Sustainable oil and grease removal from synthetic storm water runoff using bench-scale bioretention studies. *Water Environment Research*, 78(2), 141–155.

Hothorn, T., Bretz, F., and Westfall, P. (2008). Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50(3), 346–363.

Hoyle, H., Norton, B., Dunnett, N., Richards, J. P., Russell, J. M., & Warren, P. (2018). Plant species or flower colour diversity? Identifying the drivers of public and invertebrate response to designed annual meadows. *Landscape and Urban Planning*, 180, 103-113. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.017>

Hunt, A., & Watkiss, P. (2011). Climate change impacts and adaptation in cities: A review of the literature. *Climatic Change*, 104 (1), 13–49. DOI : 10.1007/s10584-010-9975-6

Hunt, W. F., Lord, B., Loh, B. & Sia, A. (2015). *Plant Selection for Bioretention Systems and Stormwater Treatment Practices*. Springer Singapore. 59 p.

Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) & Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). (2008). Les sources, les formes et la gestion du phosphore en milieu agricole. Fiche technique n°2, 16 p. <https://www.agrireseau.net/agroenvironnement/documents/EVC019.pdf>

Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC). (2009). *Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised*. PHYTO-3. Washington, D.C.: Interstate Technology & Regulatory Council, Phytotechnologies Team, Tech Reg Update; 2009.

James M, & Dymond R. (2012). Bioretention hydrologic performance in an urban stormwater network. *Journal of hydrologic engineering*, 17(3), 431–436.

Jose, S., & Gordon, A. (2008). *Towards Agroforestry Design: An Ecological Approach* (Vol. 4). Springer Science & Business Media.

Joshi, P., Leitão, J. P., Maurer, M., & Bach, P. M. (2021). Not all SuDS are created equal: Impact of different approaches on combined sewer overflows. *Water Research*, 191, 116780.

Kayhanian, M., Fruchtmann, B.D., Gulliver, J.S., Montanaro, C., Ranieri, E. & Wuertz, S. (2012). Review of highway runoff characteristics: comparative analysis and universal implications. *Water research*, 6609–6624.

Kazemi, F., Beecham, S., & Gibbs, J. (2011). Streetscape biodiversity and the role of bioretention swales in an Australian urban environment. *Landscape and Urban Planning*, 101(2), 139–148.

Kluge, B. r., Markert, A., Facklam, M., Sommer, H., Kaiser, M., Pallasch, M., & Wessolek, G. (2018). Metal accumulation and hydraulic performance of bioretention systems after long-term operation. *Journal of Soils and Sediments*, 18(2), 431–441. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1533-z>

Kratky, H., Li, Z., Chen, Y., Wang, C., Li, X. & Yu, T. (2017). A critical literature review of bioretention research for stormwater management in cold climate and future research recommendations. *Frontiers of Environmental Science Engineering*, 11(4): 16. DOI: 10.1007/s11783-017-0982-y

Laukli, K., Gamborg, M., Haraldsen, T. K., & Vike, E. (2022). Soil and plant selection for rain gardens along streets and roads in cold climates: Simulated cyclic flooding and real-scale studies of five herbaceous perennial species. *Urban Forestry & Urban Greening*, 68, 127477. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127477>

LeFevre, G.H., Hozalski, R.M., & Novak, P.J. (2012b). The role of biodegradation in limiting the accumulation of petroleum hydrocarbons in raingarden soils, *Water research*, 46(20), 6753–6762.

LeFevre, G.H., Novak, P.J. & Hozalski, R.M. (2012a). Fate of Naphthalene in Laboratory-Scale Bioretention Cells: Implications for Sustainable Stormwater Management. *Environmental Science & Technology*, 46(2), 995–1002.

Leroy, M.-C., Florence P.-K., Legras, M., Lederf, F., Moncond'huy, V., Polaert, I., & Marcotte, S. (2016). Performance of vegetated swales for improving road runoff quality in a moderate traffic urban area. *Science of the Total Environment*, 566–567, 113–121. DOI : 10.1016/j.scitotenv.2016.05.027

Li, H., & Davis, A. P. (2008). Heavy metal capture and accumulation in bioretention media. *Environmental Science & Technology*, 42(14), 5247–5253.

Lindemann-Matthies, P., & Bose, E. (2007). Species richness, structural diversity and species composition in meadows created by visitors of abotanical garden in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, 79(3–4), 298–307.

Lindemann-Matthies, P., Junge, X., & Matthies, D. (2010). The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation*, 143(1), 195–202.

Lundy, L., Ellis, J.B., & Revitt, D.M. (2012). Risk prioritisation of stormwater pollutant sources. *Water research*, 46, 6589–6600.

Maguire, R. O., & Sims, J. T. (2002). Measuring Agronomic and Environmental Soil Phosphorus Saturation and Predicting Phosphorus Leaching with Mehlich 3. *Soil Science Society of America Journal*, 66(6), 2033–2039. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.2033>

- Makungu, L. A. J. (2018). Comparaison des coûts de diverses mesures d'adaptation des réseaux de drainage urbain [Mémoire de maîtrise]. 86 p. <https://espace.inrs.ca/id/eprint/7583/1/T862.pdf>
- Malaviya, P., Sharma, R., & Sharma, P. K. (2019). Rain Gardens as Stormwater Management Tool. In *Sustainable green technologies for environmental management* (pp. 141-166). Springer, Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-2772-8_7
- Marsalek, J. & Kok, S. (ed.). (1997). Great Lakes 2000 Cleanup found program : stormwater management and control of combined sewer overflows. *Water pollution research journal of Canada*, 1(32) – 226.
- Marsalek, J., & Rochfort, Q. (2004). Urban wet-weather flows: sources of fecal contamination impacting on recreational waters and threatening drinking-water sources. *Journal of Toxicology and Environmental Health - Part A*, 67(20–22), 1765–1777.
- McCauley, A., Jones, C., & Jacobsen, J. (2009). Soil pH and organic matter. *Nutrient management module*, 8(2), 1-12.
- Mei, Y., Zhou, H., Gao, L., Zuo, Y.-M., Wei, K.-H., & Cui, N.-Q. (2020). Accumulation of Cu, Cd, Pb, Zn and total P from synthetic stormwater in 30 bioretention plants. *Environmental Science and Pollution Research International*, 27(16), 19888-19900. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07731-6>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2022). Bilan de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées pour l'année 2020. Avril 2022. 78 p. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/bilan-performance-omaeu-2020.pdf>
- Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2015). Guide de catégorisation des débordements et de validation des formulaires de surverse dans le système SOMAE, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale des politiques de l'eau, ISBN, 978-2-550-71774-4, 56 pages.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), & Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT). (2014). Guide de gestion des eaux pluviales. 386 p.
- 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.
- Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J., & Viklander, M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of The Total Environment*, 709, 136125.
- Munck, I.A., Bennett, C.M., & Camilli, K.S. (2010). Long-term impact of de-icing salts on tree health in the Lake Tahoe Basin: environmental influences and interactions with insects and diseases. *Forest Ecology and Management*, 260, 1218–1229.
- Muthanna, T.M., Viklander, M., Gjesdahl, N., & Thorolfsson, S.T. (2007). Heavy Metal Removal in Cold Climate Bioretention, *Water, Air and Soil Pollution*, 183(1–4), 391–402.
- Nocco, M.A., Rouse, S.E., & Balster, N.J. (2016). Vegetation type alters water and nitrogen budgets in a controlled, replicated experiment on residential-sized rain gardens planted with prairie, shrub, and turfgrass. *Urban ecosystems*, 19, 1665–1691.

Ouranos. (2015). Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 1 : Évolution climatique au Québec. Édition 2015. Montréal, Québec : Ouranos, 114 p.

Özgüner, H., & Kendle, A. D. (2006). Public attitudes towards naturalistic versus designed landscapes in the city of Sheffield (UK). *Landscape and Urban Planning*, 74, 139–157.

Palmer, E.T., Poor, C. J., Hinman, C., & Stark, J. D. (2013). Nitrate and Phosphate Removal Through Enhanced Bioretention Media: Mesocosm Study, *Water Environment Research*, 85(9), 823–832.

Pataki, D.E., Boone, C.G., Hogue, T.S., Jenerette, G.D., McFadden, J.P., & Princetl, S. (2011). Socio-ecohydrology and the urban water challenge. *Ecohydrology*, 4, 341–347. DOI : 10.1002/eco.209

Paus, K.H., & Braskerud, B.C. (2013). Forslag til dimensjonering og utforming av regnbed for norske forhold. Vann 01-2013. Retrieved January 24th, 2019 from. <https://bit.ly/2Qdx8sq>

Payne EGI, Hatt BE, Deletic A, Dobbie MF, McCarthy DT, & Chandrasena, GI (2015) Adoption guidelines for stormwater biofiltration systems—Summary report. *Cooperative Research Centre for Water Sensitive Cities, Melbourne*.

Pierre, A., Amoroso, N. & Kelly, S. (2019). Geodesign application for bio-swale design: rule-based approach stormwater management for Ottawa Street North in Hamilton, Ontario, *Landscape research*, 44(5), 642-658, DOI : 10.1080/01426397.2018.1498071

Pineau, B., Brodeur-Doucet, C., Corriveau-Gascon, J., Arjoon, D., Lessard, P., Pelletier, G., & Duchesne, S. (2021). Performance of green infrastructure for storm water treatment in cold climate (Canada). *Journal of Environmental Engineering and Science*, 16(4), 185-194.

Ping L & Tao Y. (2011). Low impact development design for urban stormwater management- a case study in USA. In: Proceedings of the International Symposium on Water Resource and Environmental Protection. Xi'an, China: IEEE, 2741–2744.

Pinheiro J, Bates D, R Core Team (2022). *_nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models_*. R package version 3.1-160, <<https://CRAN.R-project.org/package=nlme>>.

Pinheiro JC, Bates DM (2000). *_Mixed-Effects Models in S and S-PLUS_*. Springer, New York. doi:10.1007/b98882 <<https://doi.org/10.1007/b98882>>.

Rasse, D. P., Smucker, A. J. M. & Santos, D. (2000). Alfalfa root and shoot mulching effects on soil hydraulic properties and aggregation. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (2), 725–731.

Reddy, K., Ramesh, D. & Ronald, D. (2008). *Biogeochemistry of wetlands, science and applications*. Boca Raton. CRC Press, Taylor and Francis Group, 774 p.

Reid, R., & Hayes, J. (2003). Mechanisms and Control of Nutrient Uptake in Plants. *International Review of Cytology* (229), 73-115.

Rivard, G., Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), & Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT). (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, MDDEP, 2011.

Robertson, R. N. (1951). Mechanism of Absorption and Transport of Inorganic Nutrients in Plants. *Annual Review of Plant Physiology*, 2, 1-24. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.02.060151.000245>

Roeva, N.N., Rovinskii, F.Y., & Kononov, E.Y. (1996). Special features of the behavior of heavy metals in various natural environments. *Journal of analytical chemistry*, 51, 384–397.

Rondeau-Genesse, Gabriel. (2020). Impact des changements climatiques sur les facteurs hydroclimatiques influençant les inondations et les processus d'érosion des berges du tronçon fluvial du Saint-Laurent. Rapport présenté par Ouranos. Montréal. 47 p. + annexes. https://cmquebec.qc.ca/wp-content/uploads/2022/08/Rapport_Technique_Ouranos_Fevrier2020.pdf

Roy-Poirier, A., Champagne, P. & Fillion, Y. (2010). Review of Bioretention System Research and Design: Past, Present, and Future. *Journal of Environmental Engineering*, 136(9), 878–889.

Ryccwicz-Borecki, M., McLean, J.E., & Dupont, R.R. (2016). Bioaccumulation of copper, lead, and zinc in six macrophyte species grown in simulated stormwater bioretention systems, *Journal of Environmental Management*, 166, 267–275.

Schiff, K., & Kinney, P. (2001). Tracking Sources of Bacterial Contamination in Stormwater Discharges to Mission Bay, California. *Water Environment Research, Water Environment Federation*, 73(5), 534–542.

Sharma, R., & Malaviya, P. (2021). Management of stormwater pollution using green infrastructure: the role of rain gardens. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 8(2), e1507. DOI: 10.1002/wat2.1507

Shipley, B., & Meziane, D. (2002). The balanced-growth hypothesis and the allometry of leaf and root biomass allocation. *Functional Ecology*, 16(3), 326–331.

Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. & Denef, K. (2004). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil & Tillage Research* 79(1), 7–31.

Société québécoise de phytotechnologie. (2018). Fiches techniques de la SQP. Les biorétentions. 26 avril 2018. www.phytotechno.com

Sörme, L., & Lagerkvist, R. (2002). Sources of heavymetals in urban wastewater in Stockholm. *Science of the Total Environment*, 298, 131–145.

Southon, G.E., Jorgensen, A., Dunnett, N., Hoyle, H., & Evans, K.L. (2017). Biodiverse perennial meadows have aesthetic value and increase residents' perceptions of site quality in urban green-space. *Landscape and Urban Planning*, 158, 105–118. DOI : 10.1016/j.landurbplan.2016.08.003

Spraakman, S., Rodgers, T. F. M., Monri-Fung, H., Nowicki, A., Diamond, M. L., Passeport, E., Thuna, M., & Drake, J. (2020). A Need for Standardized Reporting: A Scoping Review of Bioretention Research 2000–2019. *Water*, 12(11), 3122. <https://doi.org/10.3390/w12113122>

Stephens, K. A., Graham, P. G. & Reid, D. (2002). Stormwater planning: a guidebook for British Columbia. British Columbia Ministry of Water, Land and Air Protection, British Columbia. In.

Sun, X., & Davis, A. P. (2007). Heavy metal fates in laboratory bioretention systems. *Chemosphere*, 66(9), 1601–1609. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.08.013>

Sun, Y., Zhang, D., & Wang, Z.-W. (2017). The potential of using biological nitrogen removal technique for stormwater treatment. *Ecological engineering*, 106, 482–495.

Toronto and Region Conservation Authority and Credit Valley Conservation Authorities. (2010). Low Impact Development Stormwater Management Planning and Design Guide. Toronto. 300 p. https://cvc.ca/wp-content/uploads/2014/04/LID-SWM-Guide-v1.0_2010_1_no-appendices.pdf

Trowsdale S.A., & Simcock R. (2011). Urban stormwater treatment using bioretention. *Journal of Hydrology*, 397(3-4), 167-174.

US Environmental Protection Agency. (2012). *Benefits of Low Impact Development: How LID can Protect Your Community's Resources*; Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds: Washington, DC, USA.

Van Tichelen, K. K. & Colpaert, J. V. (2000). Kinetics of phosphate absorption by mycorrhizal and non-mycorrhizal Scots pine seedlings. *Plant physiology*, 110(1), 96–103.

Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

Wadzuk, B. M., Hickman Jr, J. M., & Traver, R. G. (2015). Understanding the role of evapotranspiration in bioretention: Mesocosm study. *Journal of Sustainable Water in the Built Environment*, 1(2), 04014002.

Waller, D.H. (1969). Combined sewers in Canada. *Engineering journal*, 22(52), 30.

Wimmer, M. A., & Eichert, T. (2013). Mechanisms for boron deficiency-mediated changes in plant water relations. *Plant science*, 203, 25-32.

Xia, J., Wang, H., Stanford, R.L., Pan, G., & Shaw, L.Y. (2018). Hydrologic and water quality performance of a laboratory scale bioretention unit. *Frontiers of Environmental Science Engineering*, 12, 1–9.

Yuan, J., & Dunnett, N. (2018). Plant selection for rain gardens: Response to simulated cyclical flooding of 15 perennial species. *Urban Forestry & Urban Greening*, 35, 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.005>

Zhang, S., & Guo, Y. (2014). Stormwater Capture Efficiency of Bioretention Systems. *Water Resources Management*, 28(1), 149-168. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0477-y>

Zhao, D., Hao, Z., & Tao, J. (2012). Effects of shade on plant growth and flower quality in the herbaceous peony (Paeonia lactiflora Pall.). *Plant Physiology and Biochemistry*, 61, 187-196. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2012.10.005>