

Université de Montréal

**Homogénéisation biotique de la flore spontanée urbaine**

par

Daniel Blouin

Département de Sciences biologiques

Faculté des Arts et des Sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures

en vue de l'obtention du grade de M.Sc.

en Sciences biologiques

2 mai 2017

© Daniel Blouin, 2017

## **Résumé**

L'urbanisation est reconnue comme la cause principale de l'homogénéisation biotique à grande échelle. L'objectif de ce mémoire de maîtrise est de comprendre cette relation à une échelle locale dans une perspective d'assemblage des communautés.

Des inventaires floristiques ont été effectués dans quatre microhabitats (haies, bases de mur, clôtures entretenues et non entretenues) et un mesohabitat (friches) répartis le long de trois niveaux locaux d'urbanisation dans les villes de Montréal et Québec. La richesse taxonomique et fonctionnelle ainsi que la diversité bêta taxonomique et fonctionnelle ont été comparées parmi les traitements (villes, niveaux locaux d'urbanisation, habitats).

Nos résultats indiquent que l'urbanisation ne mène pas à l'homogénéisation régionale ou locale des communautés, et ce, dans la mesure où il n'y avait ni convergence dans la composition taxonomique entre les deux villes ni changement de diversité bêta le long du gradient d'urbanisation. Cependant, la ville la plus urbanisée (Montréal) présentait une diversité bêta inférieure à la ville la moins urbanisée (Québec), tandis que les habitats avec un niveau d'entretien faible étaient habituellement moins homogènes que les habitats avec un niveau d'entretien élevé. Finalement, nos résultats soulignent la nécessité d'établir des stratégies de conservation de la flore indigène dans les habitats semi-naturels en milieu urbain, puisque les espèces indigènes étaient fonctionnellement plus diversifiées entre les villes et au sein de celles-ci que l'étaient les espèces exotiques.

## **Mots-clés**

Homogénéisation biotique, Espèces exotiques, Traits fonctionnels, Hétérogénéité des habitats, Dispersion multivariée, Différences de richesse, Assemblage des espèces, Flore spontanée, Friches.

## **Abstract**

Urbanization is recognized as an important driver of broad scale biotic homogenization. This study aim is to understand this relation at local scale while integrating concepts of community assembly.

Species plant composition was surveyed along three levels of local urbanization in four microhabitats (hedgerows, wall bases, maintained and unmaintained fences) and in one mesohabitat (wastelands) within Montréal and Québec cities. We compared species and functional richness as well as taxonomic and functional beta diversity among treatments (cities, local levels of urbanization, habitats).

Our results did not support homogenization associated with urbanization at either large or local scales, as we did not find any convergence in plant composition between cities nor any change of beta diversity along the urbanization gradient within cities. However, the overall most urbanized city (Montréal) had lower beta diversity than the less urbanized one (Québec) while highly managed habitats were usually more homogeneous than the less managed ones. Finally, our results stress the need to establish conservation strategies of native flora in semi-natural habitats in urban areas since we demonstrated that native species in wastelands were functionally more diverse between cities than exotic species.

## **Keywords**

Biotic homogenization; Exotic species; Functional traits; Habitats heterogeneity; Multivariate dispersion; Richness difference; Species assemblages; Spontaneous flora; Wasteland.

## Table des matières

Résumé .....	i
Abstract .....	ii
Liste des tableaux.....	v
Liste des figures .....	vi
Liste des annexes .....	vii
Remerciements.....	ix
<b>Chapitre 1 : Introduction générale.....</b>	<b>1</b>
1.1 Organisation du mémoire .....	2
1.2 Mécanismes d'assemblage des communautés floristiques en milieu urbain .....	3
1.2.1 Filtres stochastiques .....	5
1.2.2 Filtres physiologiques .....	6
1.2.3 Filtres biotiques .....	8
1.3 Homogénéisation biotique.....	9
1.3.1 Description mécanistique de l'homogénéisation biotique .....	9
1.3.2 Approches méthodologiques pour l'étude de l'homogénéisation .....	11
1.3.3 L'effet de l'urbanisation sur l'homogénéisation dépend de l'échelle.....	12
1.3.4 Hétérogénéité environnementale et homogénéisation biotique.....	13
1.3.5 Homogénéisation fonctionnelle .....	15
1.4 Objectifs de l'étude .....	16
<b>Chapitre 2: Taxonomic and functional homogenization; a multi-scale approach reveals synergic roles of habitat management and exotic species .....</b>	<b>17</b>
2.1 Introduction .....	17
2.2 Methods.....	20
2.3 Results .....	29
2.4 Discussion.....	41
2.5 Conclusion.....	45
2.6 References .....	46
<b>Chapitre 3 : Conclusion générale .....</b>	<b>54</b>
Bibliographie .....	59
Appendix A.....	i

Appendix B.....	v
Appendix C.....	xv
Appendix D.....	xxvi
Appendix E.....	xxvi
Appendix F.....	xxvi
Appendix G.....	xxvii
Appendix H.....	xxviii

## Liste des tableaux

### Chapitre 2

<b>Table 1.</b> Description of the selected functional traits and environmental preference used to measure functional richness, functional beta diversity and shifts in traits frequency. ....	25
<b>Table 2.</b> Effects of cities, local levels of urbanization, habitat types, species origin (wastelands only) as well as their interaction on species richness ( <i>SRic</i> ) and functional richness ( <i>FRic</i> ) tested with multifactor analysis of variance. ....	33
<b>Table 3.</b> Differences in taxonomic and functional beta diversity between the three levels of local urbanization for the five habitats sampled. ....	37
<b>Table 4.</b> Differences in taxonomic and functional beta diversity between Montréal and Québec for the five habitats sampled. ....	38

## Liste des figures

### Chapitre 1

**Figure 1.1.** Classification des habitats en fonction de trois principaux gradients. ....4

**Figure 1.2.** Scénario d’extinction et d’introduction et effets sur la diversité bêta. ....11

### Chapitre 2

**Figure 2.1.** Location of the microhabitats and wastelands sampled in Montréal and Québec. ....21

**Figure 2.2.** Species richness of the three levels of local urbanization in microhabitat, of each microhabitat, and of native and exotic species in wastelands of Montréal and Québec. ....30

**Figure 2.3.** Functional richness for each microhabitat for Montréal and Québec. ....31

**Figure 2.4.** Taxonomic and functional beta diversity of the microhabitats for Montréal and Québec. ....34

**Figure 2.5.** Influence of cities on the multivariate dispersion of species and trait composition in the five habitats studied. ....35

**Figure 2.6.** Principal component analysis of functional composition for Montréal and Québec wastelands for exotic and native species. ....40

## Liste des annexes

### Chapitre 1

<b>Appendix A.</b> Définitions méthodologiques des traits fonctionnels. ....	i
<b>Appendix B.</b> Coordonnées géographiques des 131 friches et des 709 microhabitats échantillonnés. ....	v
<b>Appendix C.</b> Liste des plantes observées. ....	xv

### Chapitre 2

<b>Appendix D.</b> Selection criterion of microhabitats. ....	xxvi
<b>Appendix E.</b> Number of habitats sampled in each level of local urbanization in each city. ....	xxvi
<b>Appendix F.</b> Size of sampled wastelands in each level of local urbanization in each city. ....	xxvi
<b>Appendix G.</b> Taxonomic and functional beta diversity for the three levels of local urbanization within Québec. ....	xxvii
<b>Appendix H.</b> Supplementary information on shift in taxonomic and functional composition between levels urbanization of the five habitats. ....	xxviii



*«Les influences extrinsèques, qui se rapportent surtout à l'activité intelligente de l'homme et à ses moyens d'action sur la nature, augmentent graduellement d'importance, et sont, de leur essence plus rapides et plus brutales. Elles tendent à brouiller les flores, à les amener à un état d'équilibre bien différent de l'équilibre naturel. Par la destruction des barrières, par la suppression des distances, par l'activation des transports, qui troublent le balancement millénaire des éléments de la Biosphère, elles tendent à établir sur la planète une certaine uniformité.»*

Frère Marie-Victorin, *Flore laurentienne*

## Remerciements

Je voudrais commencer par remercier Stéphanie Pellerin, pour avoir mis en place un projet si passionnant et m'avoir donné l'opportunité et l'espace de découvrir le monde de l'écologie urbaine. Je la remercie pour son équilibre circonstanciel, entre rigueur et souplesse.

Monique Poulin, pour ses conseils, ses encouragements, son enthousiasme et son énergie.

Mes aides de terrain: David Touchette, Aurélien Savoie, Yves Roy, Olivier Boucher-Carrier, et autres membres du laboratoire de Stéphanie Pellerin pour leur soutien technique et moral.

Pierre Legendre et Stéphanie Daigle pour leur regard aiguisé de biostatisticiens, qui m'a permis de bien cerner la dimension quantitative de mon travail.

Mes amis, plus particulièrement Juliette Duranleau et Catherine Geoffroy.

Je remercie les membres du collectif d'apiculture du Santropol Roulant, pour leurs personnalités uniques, pour l'intensité de nos interactions collectives et pour m'avoir inspiré à rapprocher la biodiversité urbaine et la communauté.

Et enfin un grand merci à Jean-Bastien Lambert, pour nos amours botaniques, son aide précieuse sur l'identification des graminées, et sans qui, je n'aurais jamais fait le premier pas pour rencontrer Stéphanie.

## **Chapitre 1 : Introduction générale**

L'urbanisation est l'une des principales causes de l'homogénéisation biotique (McKinney 2006), un processus défini par l'augmentation de la similarité entre les communautés à travers l'espace et le temps (Bright 1998; Lockwood & McKinney 2001; Smart et al. 2006). En homogénéisant les conditions environnementales de régions géographiquement isolées, l'urbanisation favorise une sélection directionnelle des espèces, qui s'exprime en un remplacement graduel des communautés régionales distinctes par des communautés cosmopolites (McKinney & Lockwood 1999; Olden & Poff 2003). Tandis que les espèces indigènes spécialistes montrent des taux d'extinction élevés associés à l'altération, la fragmentation et la destruction des habitats naturels (Williams et al. 2005; Knapp et al. 2010; Duncan et al. 2011; Aronson et al. 2014), l'introduction d'espèces exotiques généralistes est facilitée par le transport de marchandises et l'horticulture (Dehnen-Schmutz et al. 2007; Lambdon et al. 2008; Kowarik 2011; Ricotta et al. 2012). Ces changements temporels peuvent d'une part changer la structure fonctionnelle des communautés, favorisant les traits associés à une valeur adaptative élevée en milieu urbain (Knapp et al. 2010; Williams et al. 2015) et d'autre part peuvent modifier la variation spatiale de la composition des communautés (diversité bêta; Whittaker 1972). L'homogénéisation biotique correspond à une réduction de la diversité bêta à travers le temps (Rooney et al. 2007) qui affecte une ou plusieurs dimensions de la diversité biologique (taxonomique, fonctionnelle ou génétique).

Plus de la moitié de la population mondiale vit actuellement dans les centres urbains (Veron 2007; Gaston 2011), et cette proportion est appelée à atteindre 70% d'ici 2050 (UN 2012). Les modifications drastiques associées à l'homogénéisation biotique des villes s'opèrent sur la biodiversité que l'homme expérimente quotidiennement, et peuvent mener à réduire graduellement le contact de l'homme avec la nature (Kahn 2002; Miller 2006). La biodiversité en ville est d'autant

plus importante qu'elle est associée à plusieurs services écologiques indispensables, dont la diminution des températures (Pataki et al. 2011) et l'amélioration de la qualité de l'air (Nowak et al. 2006; Escobedo et al. 2008) qui ont des impacts significatifs sur la santé publique (Sarnat et al. 2001) et le bien-être des citoyens (Kuo 2001; Fuller et al. 2007).

Bien que notre compréhension du concept d'homogénéisation biotique à l'échelle globale soit bien établie, à des échelles locales, c'est-à-dire là où les communautés s'assemblent et où l'homme gère son environnement, le phénomène nécessite davantage d'attention (Rooney et al. 2007). Dans ce contexte, l'objectif de mon mémoire de maîtrise est d'améliorer nos connaissances sur le processus d'homogénéisation à une échelle locale, et ce, en intégrant 1) la dimension fonctionnelle des écosystèmes urbains, 2) la variation au sein de plusieurs types d'habitats anthropiques, et 3) la contribution relative des espèces exotiques et indigènes dans le processus d'homogénéisation.

## **1.1 Organisation du mémoire**

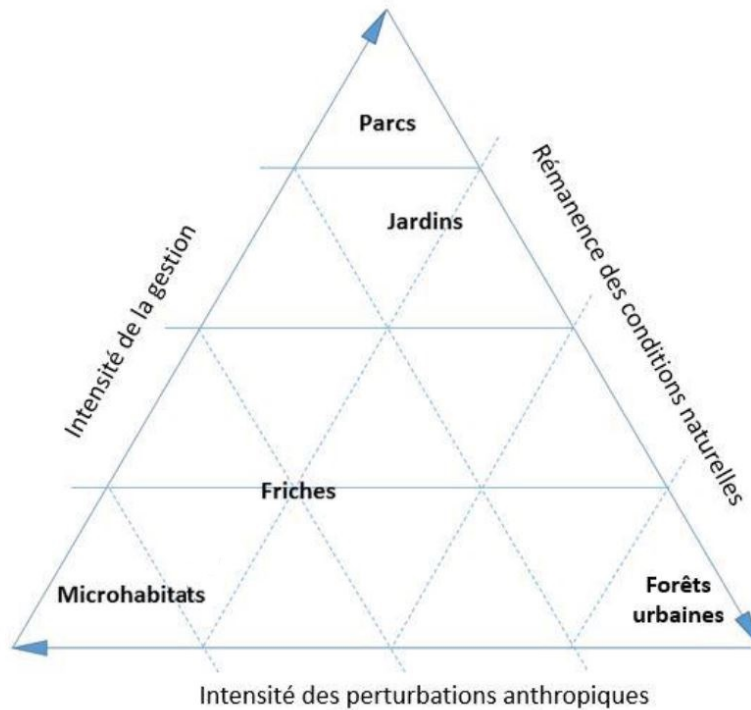
Le mémoire est constitué de trois chapitres, dont un rédigé sous forme d'article scientifique. Le premier chapitre présente une revue de littérature divisée en deux sections. La première traite des facteurs anthropiques et naturels associés aux changements d'assemblages des communautés végétales en milieu urbain et la seconde aborde le rôle de l'urbanisation, de l'échelle spatiale et du niveau de perturbation des habitats dans le processus d'homogénéisation biotique. Le deuxième chapitre constitue le corps du mémoire et présente une étude de l'homogénéisation taxonomique et fonctionnelle de la flore spontanée au sein des communautés métropolitaines de Montréal et de Québec. Enfin, une conclusion générale résumant l'impact potentiel de mes travaux dans la gestion de la biodiversité urbaine clôt le mémoire.

Le chapitre 2 sera soumis pour publication dans *Journal of Vegetation Science* sous le titre de «Taxonomic and functional homogenization; a multi-scale approach reveals synergic roles of habitat management and exotic species». Les auteurs sont Daniel Blouin, Stéphanie Pellerin et Monique Poulin. Le premier auteur a effectué l'échantillonnage sur le terrain, le traitement et l'analyse des données, ainsi que la rédaction du manuscrit. Stéphanie Pellerin et Monique Poulin ont supervisé le projet de recherche, en plus de corriger et de commenter le manuscrit.

## **1.2 Mécanismes d'assemblage des communautés floristiques en milieu urbain**

Certains auteurs ont comparé les écosystèmes urbains à des milieux naturels possédant des contraintes similaires; par exemple les falaises rocheuses qui abondent de surfaces imperméables (*urban cliff hypothesis*) ou les prairies sèches qui sont sujettes à un régime de perturbations fréquentes (Larson et al. 2004). Ces simplifications ne s'appliquent qu'à des cas particuliers et les villes sont plutôt caractérisées par un ensemble de gradients environnementaux complexes, indirects qui ne sont pas nichés spatialement (McDonnell & Hahs 2008). Ces gradients forment une mosaïque d'habitats pouvant être classifiés en fonction 1) de la rémanence des conditions naturelles, 2) de l'intensité des perturbations anthropiques et 3) de l'intensité de la gestion (Fig. 1.1). Par exemple, les îlots reliques de forêts ou de milieux humides en milieu urbain sont caractérisés par une meilleure représentation de la flore indigène et des filtres environnementaux naturels que les parcs ou jardins, qui font l'objet de pratiques d'entretien déterminant le choix des espèces. La composition floristique des friches est, quant à elle, en partie déterminée par la nature des perturbations anthropiques et par la rémanence de conditions naturelles, de sorte qu'elles constituent souvent des refuges pour la flore indigène (Bonthoux et al. 2014). Outre ces habitats, on peut trouver plusieurs petites niches écologiques caractérisées par des niveaux de perturbation

et d'entretien élevés (microhabitats) tels que les fissures de trottoir, les murs et toits verts, les bases des murs et des clôtures, ainsi que les carrés de plantation d'arbres.



**Figure 1.1.** Classification des habitats en fonction de trois principaux gradients.

Dans le cadre de ce mémoire, je m'intéresse plus particulièrement aux deux derniers types d'habitats, soit les friches et les microhabitats. Ces derniers sont considérés comme des nouveaux écosystèmes (*novel ecosystems*), dans la mesure où ils sont caractérisés par des conditions environnementales et une composition taxonomique sans analogue naturel (Kowarik 2011). Dans ce mémoire, le cadre conceptuel de l'assemblage des communautés par filtres sera utilisé. Les filtres sont des conditions environnementales qui ont un impact sur la valeur adaptative d'un individu. Ils peuvent, d'une part, moduler la réponse phénotypique des espèces comme la phénologie (Neil & Wu 2006) ou la croissance (Gregg et al. 2003; Sukopp 2004; George et al.

2009), entraînant des variations intraspécifiques, et d'autre part, favoriser l'établissement ou l'extinction de certaines espèces, sur la base de leurs traits fonctionnels (en milieu urbain; Lososová et al. 2006; Knapp et al. 2008; Williams et al. 2015). La définition stricte d'un trait est une « caractéristique mesurable des organismes » (McGill et al. 2006; Violle et al. 2007). En pratique, la définition s'est élargie afin d'inclure des caractéristiques catégoriques (ex. formes de croissance, préférences environnementales, etc.) qui représentent des fonctions importantes des organismes (l'Appendix A fournit une classification méthodologique des traits). Les processus d'assemblage en milieu urbain sont présentés dans cette section par l'accumulation successive i) de filtres stochastiques, liés à la probabilité d'atteindre le site, ii) de filtres déterministes, soit les filtres physiologiques liés aux conditions abiotiques d'un site affectant la valeur adaptative d'un individu, et iii) de filtres biotiques, liés à l'occupation des niches écologiques disponibles (Lortie et al. 2004; Chase & Myers 2011).

### *1.2.1 Filtres stochastiques*

La sélection qui s'opère au niveau des filtres migratoires en milieu urbain est souvent associée à des activités anthropiques comme l'agriculture industrielle et le transport global de marchandises. Ces activités altèrent les barrières biogéographiques à la migration (Ricotta et al. 2012), favorisant l'introduction accidentelle ou volontaire d'espèces exotiques (Dehnen-Schmutz et al. 2007; Lambdon et al. 2008). Les préférences humaines en horticulture peuvent aussi modifier les processus naturels de migration des espèces. Par exemple, les arbustes possédant des fruits brillants sont appréciés en horticulture, ce qui entraîne une surreprésentation des espèces aux graines dispersées par les animaux dans les régions urbaines, comparativement à celles dont les graines sont transportées par le vent (Knapp et al. 2009).

À une échelle locale, la matrice du paysage module la dispersion des individus ce qui affecte également l'assemblage des espèces (Fahrig 2003; Ozinga et al. 2005). Les zones urbaines étant caractérisées par un niveau élevé de fragmentation des habitats (Antrop 2004, Clergeau et al. 2006), les espèces ayant des capacités de dispersion sur de longues distances (e.g., anthropochores, zoochores) sont favorisées (Knapp et al. 2008; Kowarik 2011). Dans les habitats, les espèces avec des capacités de dispersion faibles sont affectées par l'isolement, tandis que les espèces avec des capacités de dispersion sur de grandes distances sont mieux réparties dans le paysage (Westermann et al. 2011). Parce que la matrice environnante est une source de diaspores, sa nature aura un impact sur la composition des habitats. Ainsi, les espaces verts auront un effet positif sur la richesse des différents groupes taxonomiques (Westermann et al. 2011) tandis que la proportion de bâtiments en périphérie des habitats réduit la probabilité d'établissement des espèces rares (Muratet et al. 2007) et favorise la flore exotique (Trentanovi et al. 2013). La structure du paysage a toutefois moins d'impact sur la composition des communautés que les variables locales (Bonthoux et al. 2014).

### *1.2.2 Filtres physiologiques*

L'urbanisation est associée à la création de nouvelles utilisations du territoire (routes, bâtiments, parcs), à l'altération de l'environnement chimique et physique et à la modification du régime de perturbation (Sukopp 1998; Kinzig & Grove 2001). Plusieurs filtres en milieu urbain découlent du recouvrement élevé des surfaces imperméables (Tredici 2010). En plus de créer des îlots de chaleur qui augmentent les températures moyennes jusqu'à 12°C de plus que dans les espaces verts (Sieghardt et al. 2005), les surfaces imperméables favorisent le ruissellement et réduisent l'infiltration de l'eau, menant à des conditions de sécheresse (Arnold & Gibbons 1996; Paul & Meyer 2001). Dans ces conditions, les espèces ayant une tolérance élevée à la chaleur et au stress



hydrique sont favorisées (Kowarik 2011), telles que les espèces avec des feuilles scléromorphiques, mésomorphiques ou succulentes (Wittig 2002; Knapp et al. 2008) ou les espèces adoptant une stratégie d'évitement en complétant leur cycle de vie au printemps (Wittig 2002). Les températures élevées abaissent aussi l'humidité atmosphérique, ce qui a pour effet de réduire l'adhésion du pollen aux particules d'eau en suspension (Sukopp 2004). Le mode de pollinisation anémogame est donc avantage par rapport aux espèces entomogames (pollinisation par les insectes) et cléistogames (autopollinisation) (Culley et al. 2002; Lososová et al. 2006; Knaap 2008).

En important une grande quantité de matériaux, les villes altèrent la structure chimique des sols, menant à des modifications qui sont intimement liées à l'historique d'un site. Par exemple, les dépôts atmosphériques acides réduisent le pH (Sukopp 2004) tandis que la lixiviation du béton calcaire a un effet contraire (Jim 1998). Bien que la présence de métaux lourds (Zn, Pb) associée aux activités industrielles est très localisée (Marr et al. 1999), ces contaminants peuvent favoriser l'établissement d'espèces tolérantes (Gallagher et al. 2011). Généralement issus de remblais, les sols urbains sont souvent dépourvus d'horizon, leur texture est grossière et leurs agrégats sont compactés, ce qui réduit leur porosité et limite la circulation de l'air et de l'eau (Jim 1998). Dans les microhabitats, la profondeur du sol est positivement corrélée à la richesse spécifique (Cervelli et al. 2013), probablement parce que la profondeur définit la productivité et la disponibilité des ressources dans les environnements à surface solide (Larson et al. 2000; Lundholm 2011). Le régime de perturbations associé à la construction et l'entretien des infrastructures (bâtiments, routes, etc.) est également un filtre environnemental propre aux villes (Tredici 2010). Par exemple, l'entretien entraîne une destruction fréquente de la biomasse végétale, ce qui favorise les espèces de début de succession, annuelles, et tolérantes aux perturbations (Wittig 2002; Kowarik & Langer

2005). Lors de l'abandon des pratiques d'entretien, l'établissement d'une succession plus avancée avec une structure multiétagée est possible (Muratet et al. 2007).

### 1.2.3 *Filtres biotiques*

La théorie de la niche écologique est à la base de notre compréhension des filtres biotiques, qui sont l'expression d'un partage, coopératif ou non, des ressources disponibles (MacArthur & Levins 1967). Cette théorie permet notamment d'avoir une compréhension mécanistique de l'introduction d'espèces exotiques, qui est un phénomène structurant de la biodiversité urbaine (Qian & Guo 2010; Trentanovi et al. 2013; Lososová et al. 2016). Plusieurs études montrent en effet une divergence claire entre la structure fonctionnelle des communautés résidentes et des espèces envahissantes, généralement exotiques (Pyšek & Richardson 2008; Knapp & Kühn 2012). Cette divergence indique que les espèces envahissantes occupent une portion distincte de la niche écologique (Hejda & Bello 2013). Cette niche distincte est issue de l'urbanisation qui crée de nouvelles conditions environnementales. Si les espèces indigènes ne possèdent pas les adaptations pour occuper cette niche, elle est disponible pour des espèces colonisatrices. Les communautés fonctionnellement plus diversifiées sont donc moins sensibles aux espèces envahissantes, car elles occupent une plus grande portion de la niche écologique (la niche écologique réalisée se rapproche de la niche écologique fondamentale) ce qui limite les opportunités d'établissement de nouvelles espèces (Xu et al. 2004; Pokorny et al. 2005). Ce concept a été montré indirectement par Celestini, Grapow & Blasi (1998) dans leur étude de l'homogénéisation des communautés végétales en région méditerranéenne. Les plantes indigènes de cette région démontrent déjà des adaptations aux milieux urbains puisque les conditions naturelles sont similaires à celles des villes (abondance des surfaces imperméables, températures élevées). Parce que les espèces indigènes occupent la niche

habituellement rendue disponible lors de l'urbanisation, l'introduction d'espèces exotiques est très limitée par rapport aux autres régions bioclimatiques du centre de l'Europe.

Outre l'hypothèse de la partition des niches, un autre phénomène pourrait expliquer cette dichotomie entre la structure fonctionnelle des espèces résidentes et des espèces introduites. Selon certains écologistes, les espèces dans un contexte d'invasion seraient essentiellement des « gagnantes » ou des « perdantes », et ce indépendamment de leur origine (Thompson & Davis 2011). Pourtant, ces deux issues font référence à des mécanismes différents entre les espèces résidentes et les espèces introduites. Par exemple, tandis que « perdre » signifie échouer à s'adapter aux nouvelles conditions anthropiques pour une espèce résidente, pour une espèce introduite, cela implique de ne pas réussir à s'établir (Hulme et al. 2011). Pour ces raisons, les caractéristiques qui définissent le succès ou l'échec chez les espèces résidentes et les espèces exotiques sont potentiellement différentes, ce qui pourrait engendrer une distinction au niveau de leur structure fonctionnelle. Il est, en ce sens, indispensable de considérer l'origine des espèces dans l'étude de l'assemblage des communautés, leur présence étant issue de mécanismes distincts.

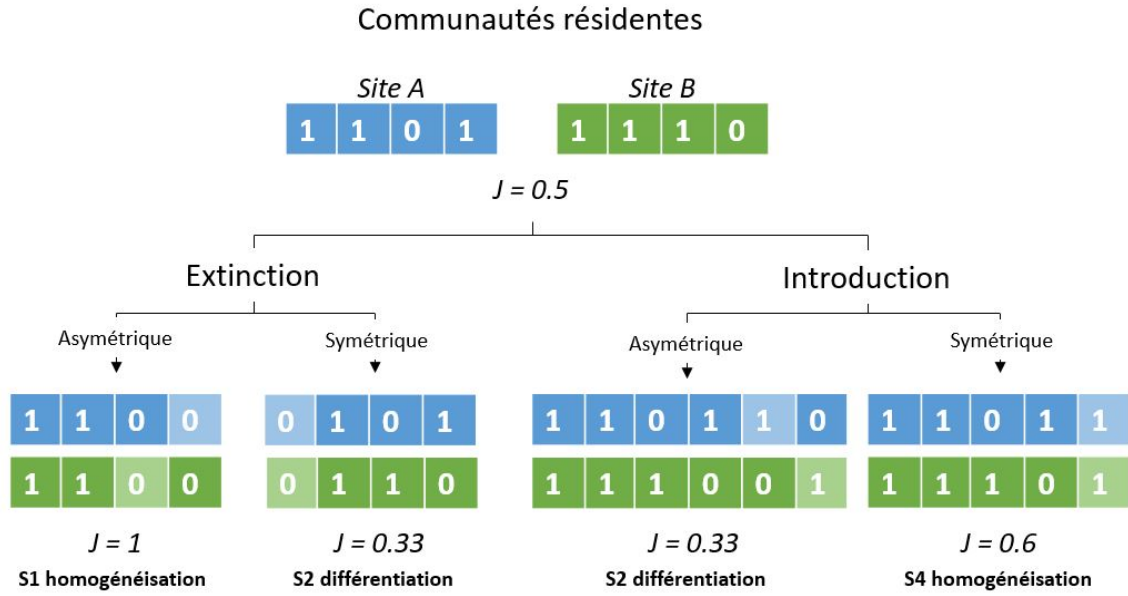
### **1.3 Homogénéisation biotique**

#### *1.3.1 Description mécanistique de l'homogénéisation biotique*

Les changements temporels de la composition d'une communauté locale sont issus de l'extinction d'espèces résidentes et de l'introduction de nouvelles espèces. Ces deux phénomènes peuvent, indépendamment ou en synergie, modifier la variation spatiale de la composition des communautés (diversité bêta; Whittaker 1972). L'homogénéisation biotique est un cas particulier où les changements dans la composition des communautés mènent à une réduction de la diversité bêta à travers le temps (Rooney et al. 2007). Les communautés résultantes seront plus similaires soit au

niveau taxonomique, fonctionnel ou génétique. L'homogénéisation des communautés urbaines est principalement associée à des extinctions locales et des introductions à grande échelle, ce qui mène au remplacement graduel des communautés locales distinctes par des communautés cosmopolites (McKinney & Lockwood 1999; La Sorte et al. 2007).

Certains auteurs ont considéré, à tort, la réduction de la diversité locale (diversité alpha) comme une forme d'homogénéisation biotique (Cowie 2001; Walters et al. 2003). En réalité, l'homogénéisation biotique peut être accompagnée d'une augmentation ou d'une diminution de la diversité locale (Olden 2006; McCune & Vellend 2013). Olden & Poff (2003) ont décrit comment les trajectoires d'introductions et d'extinctions peuvent autant mener à l'homogénéisation qu'à la différenciation des communautés, et ce, indépendamment des changements de richesse spécifique. Les gains ou pertes en espèces limitées à quelques sites (asymétrique) différencient les communautés, tandis que les gains ou pertes généralisées sur une région (symétrique) homogénéisent les communautés (Fig. 1.2). La direction des changements temporels de diversité bêta est également affectée par la composition initiale des communautés (Olden & Poff 2003; Rosenblad & Sax 2016), l'homogénéisation n'étant par exemple possible que dans des communautés initialement hétérogènes (La Sorte et al. 2008; Rogers et al. 2009). Ces différents exemples montrent que l'homogénéisation peut être issue de plusieurs scénarios, et qu'il importe de connaître la composition initiale des communautés afin de déterminer le rôle relatif des extinctions et des introductions dans les changements de similarité.



**Figure 1.2.** Scénario d’extinction et d’introduction et effets sur la diversité bêta. Les deux sites initiaux ont deux espèces sur quatre en commun (0: absence, 1: présence), ce qui correspond à une diversité bêta de 0.5 (indice de Jaccard). Dans cet exemple, les changements qui s’opèrent dans les deux communautés (extinctions et introductions; voir cases pâles) sont équilibrés (perte ou gain d’une seule espèce dans les deux communautés) et peuvent être symétriques (le changement concerne la même espèce) ou asymétriques (le changement concerne des espèces différentes). Les gains et pertes peuvent autant mener à la différenciation qu’à l’homogénéisation des communautés, ce qui indique que les changements de diversités alpha et bêta sont indépendants. Modifié de Olden & Poff (2003).

### 1.3.2 Approches méthodologiques pour l’étude de l’homogénéisation

La comparaison historique de la composition des communautés est l’approche la plus souvent privilégiée pour identifier le phénomène d’homogénéisation (e.g., Rooney et al. 2007; Knapp & Wittig 2012; Beauvais et al. 2016). Par exemple, en comparant les communautés de sous-bois du mont Saint-Bruno entre 1977 et 2013, Beauvais et al. (2016) ont montré que la flore était 30% plus homogène en 2013, malgré une augmentation de la diversité alpha. Lorsque les données historiques ne sont pas disponibles, l’approche de la substitution de l’espace pour le temps (*space-for-time substitution*) peut être utilisée. Cette approche consiste à estimer l’effet d’un changement temporel à partir d’un changement spatial, par exemple, le long d’un gradient d’urbanisation (e.g.,

Kühn & Klotz 2006; Qian et al. 2006; Schwartz et al. 2006; Gong et al. 2013; Bossu et al. 2014). Cette méthode est critiquée parce qu'elle ne tient pas compte du niveau historique de similarité entre les communautés, et reflète surtout, un *turnover* spatial (Rooney et al. 2007). Cependant, à l'échelle locale, cette approche permet tout de même de synthétiser les tendances spatiales de diversité. Une approche de substitution de l'espace pour le temps sera utilisée dans le cadre de mon étude, car aucune donnée historique sur la composition de la végétation dans les habitats d'intérêt n'était disponible pour les régions à l'étude.

### *1.3.3 L'effet de l'urbanisation sur l'homogénéisation dépend de l'échelle*

L'effet de l'urbanisation sur la similarité des communautés est intimement lié à l'échelle spatiale considérée (Olden & Poff 2003). À une échelle continentale, l'urbanisation est associée à l'établissement et la dispersion de quelques espèces exotiques cosmopolites à travers plusieurs villes avec des communautés initialement distinctes, ce qui favorise l'homogénéisation biotique (McKinney & Lockwood 1999; La Sorte et al. 2007). Inversement, à une échelle locale, les gains en espèces exotiques l'emportent généralement sur les pertes en espèces indigènes, ce qui entraîne souvent une différenciation biotique associée à une augmentation de la richesse spécifique (Sax & Gaines 2003; McKinney 2004; Kühn & Klotz 2006). Les patrons d'introduction et de dispersion des espèces exotiques sont cependant très variables et peuvent également mener à l'homogénéisation des communautés à l'échelle locale. Cette dichotomie s'exprime notamment, en Europe centrale, où le temps de résidence des espèces exotiques détermine leur effet sur la similarité des communautés. Les espèces introduites récemment (néophytes) tendent à produire une différenciation des communautés, leur distribution étant plus localisée, tandis que les espèces établies depuis longtemps (archéophytes) ont atteint leur distribution géographique potentielle et sont associées à l'homogénéisation (Kühn & Klotz 2006; Lososová et al. 2012). De la même façon,

l'introduction d'espèces indigènes généralistes peut mener à l'homogénéisation lorsque leur répartition est généralisée sur l'aire d'étude (McCune & Vellend 2013; Li & Waller 2015; Swan et al. 2017). Ces exemples montrent que l'étude de l'homogénéisation à des échelles plus locales doit être effectuée sans les préconceptions associées à la compréhension du mécanisme à une échelle globale.

#### *1.3.4 Hétérogénéité environnementale et homogénéisation biotique*

Les études d'homogénéisation sont principalement basées sur la comparaison de la flore entre plusieurs villes (La Sorte et al. 2007; Ricotta et al. 2012), pixels (Kühn & Klotz 2006), ou comtés (Schwartz et al. 2006), et ce, en ignorant l'hétérogénéité environnementale de la zone d'étude. Cependant, si l'homogénéisation est un processus issu de l'urbanisation, on s'attend à ce que les habitats à fort caractère anthropique soient plus homogènes entre eux que les habitats naturels reliques (ex : forêt urbaine). Considérer les zones urbaines dans leur ensemble pourrait avoir comme effet de sous-estimer l'intensité de l'homogénéisation associée à l'urbanisation, qui consiste essentiellement en la création d'habitats anthropiques (Wittig & Becket 2010).

Les zones urbaines sont caractérisées par une mosaïque complexe de parcelles d'habitats isolées entre elles par une matrice inhospitalière et avec des niveaux variables de connectivité définis par la densité et la configuration des espaces bâtis et des espaces verts (Antrop 2004; Clergeau et al. 2006). Ces parcelles présentent chacune leurs propres conditions environnementales et leur bassin d'espèces respectifs (Roy et al. 1999). Bien que plusieurs études aient décrit la structure de la végétation pour plusieurs habitats comme les forêts urbaines (LaPaix & Freedman 2010; Gong et al. 2013), les jardins (Carretero 2010; LaPaix & Freedman 2010; Gong et al. 2013), les friches (LaPaix & Freedman 2010) et les microhabitats, dont les bases de mur et de clôtures (Lundholm & Marlin 2006; Wittig & Becket 2010; Cervelli et al. 2013) peu d'études

ont étudié l'effet de l'hétérogénéité environnementale sur les patrons d'homogénéisation (Mayfield et al. 2010; Wittig et Becket 2010; Lososová et al. 2012; Gong et al. 2013; Johnson et al. 2015).

Les résultats des études traitant de l'effet de l'hétérogénéité environnementale sur le processus d'homogénéisation biotique associé à l'urbanisation varient eux aussi en fonction des échelles spatiales considérées. Par exemple, Wittig et Becket (2010) ont montré qu'à une échelle mondiale (sept régions urbaines en Europe et aux États-Unis) les habitats associés à des niveaux de perturbations intenses (bases d'arbres) sont associés à un niveau d'homogénéisation plus élevé que la végétation naturellement présente sur leur territoire respectif. Dans le même ordre d'idée, Lososová et al. 2012 ont montré qu'à l'échelle régionale (32 villes en Europe centrale) les habitats hautement perturbés (e.g., places publiques, boulevards et sites en début de succession) sont aussi plus homogènes que les sites de perturbation intermédiaire (zones résidentielles, sites de succession intermédiaire). À l'échelle locale, le patron opposé a été observé. Les habitats avec un niveau d'entretien élevé (lots commerciaux et résidentiels) sont généralement plus hétérogènes que les zones moins entretenues comme les lots vacants (Johnson et al. 2015). À cette échelle, l'arrangement spatial des habitats aurait également un effet. Dans les zones de densité élevée en espaces bâtis, la connectivité des communautés *via* leur processus de dispersion est moins élevée (Clergeau et al. 2006; Taylor et al. 2006) ce qui peut mener à des communautés taxonomiquement plus hétérogènes (Bossu et al. 2014). Ces quelques exemples montrent qu'il n'existe à ce jour aucun consensus quant à l'effet de l'intensité des perturbations des habitats urbains sur le processus d'homogénéisation, sans doute parce que ces perturbations s'expriment à plusieurs échelles selon des structures qui leur sont propres.



### *1.3.5 Homogénéisation fonctionnelle*

L'homogénéisation biotique a principalement été étudiée au niveau taxonomique (mais voir; Abadie et al. 2011; Tobias & Monika 2012; Swan et al. 2017; Brice et al. Sous presse). Toutefois, puisque les espèces répondent aux filtres environnementaux par le biais de leurs traits fonctionnels, l'homogénéisation taxonomique est susceptible d'être reflétée dans la composition fonctionnelle des communautés (McKinney & Lockwood 1999) et pourrait mener à l'homogénéisation fonctionnelle des communautés (Olden et al. 2004; Brice et al. Sous presse). Cependant, la relation entre homogénéisation taxonomique et fonctionnelle varie grandement (Smart et al. 2006; Naaf & Wulf 2012; Sonnier et al. 2014). Par exemple, l'homogénéisation taxonomique peut être détectée en absence d'homogénéisation fonctionnelle lorsque les communautés résidentes démontrent au préalable des traits similaires (Sonnier et al. 2014). Inversement, l'homogénéisation fonctionnelle peut être observée en présence de différenciation taxonomique, lorsque les communautés perdent des espèces communes, mais convergent vers des traits redondants (Smart et al 2006).

En milieu urbain, deux processus sont susceptibles d'influencer la diversité fonctionnelle bêta dans des directions opposées. D'une part, les conditions anthropiques favorisent des espèces adaptées au milieu urbain (e.g., thermophiles, graines avec des dispersions sur de longues distances) entraînant une convergence vers certains traits (Lososová et al. 2006; Schleicher et al. 2011; Williams et al. 2015, voir section 1.2.1 et 1.2.2). D'autre part, plusieurs études montrent qu'une divergence locale dans les traits peut émerger due à la coexistence des espèces résidentes et des espèces colonisatrices qui occupent des niches écologiques différentes (Pyšek & Richardson 2008; Knapp & Kühn 2012, voir section 1.2.3). Il est donc nécessaire de distinguer le rôle relatif des filtres environnementaux et des mécanismes d'occupation de la niche écologique pour

comprendre et prévenir l'homogénéisation fonctionnelle des communautés végétales en milieu urbain.

#### **1.4 Objectifs de l'étude**

Dans ce contexte, l'objectif général de mon étude est de comprendre les effets de l'urbanisation sur le processus d'homogénéisation locale des communautés de flore spontanée au sein d'habitats avec des niveaux variables d'artificialisation. De façon plus spécifique, j'aborde les questions suivantes:

- (1) Est-ce que l'urbanisation favorise l'homogénéisation ou la différenciation taxonomique des communautés à l'échelle locale, et ce, considérant trois de ses composantes;
  - (i) Le niveau de développement global de la ville (Montréal et Québec)?
  - (ii) Le niveau local d'urbanisation?
  - (iii) Le niveau d'artificialisation des habitats?
- (2) Est-ce que les changements de diversité bêta qui s'opèrent au niveau taxonomique sont les mêmes au niveau fonctionnel et s'accompagnent-ils de changements dans la fréquence de certains traits?
- (3) Quelle est la contribution relative des espèces exotiques et des espèces indigènes dans les patrons associés aux questions 1 et 2?

## **Chapitre 2: Taxonomic and functional homogenization; a multi-scale approach reveals synergic roles of habitat management and exotic species.**

### **2.1 Introduction**

Urbanization is recognized as an important driver of biotic homogenization (McKinney 2002; McDonald et al. 2008), a process by which local species invasions and extinctions increase the similarity of communities across space and time (McKinney & Lockwood 1999; Olden & Rooney 2006; Smart et al. 2006). This form of biodiversity loss is often associated with the simultaneous extinction of native species and gain of exotic or generalist native species (McKinney & Lockwood 1999; Olden & Poff 2003; McCune & Vellend 2013). In urban areas, the extinction of specialist or native species mostly results from land-use changes that induce habitat loss and fragmentation as well as an increase in impervious surfaces (Williams et al. 2005; Knapp et al. 2010; Duncan et al. 2011). On the other hand, the invasion of generalist or exotic species is mostly the outcomes of anthropogenic activities such as global transportation and gardening that reduced biogeographical barriers to dispersion (Dehnen-Schmutz et al. 2007; Lambdon et al. 2008).

Biotic homogenization is a useful framework that is increasingly used to describe simple changes in urban biodiversity. However, species invasions and extinctions can follow diverse and complex pathways, leading either to homogenization or differentiation (decrease or increase in beta diversity, respectively), depending on various factors and especially on the study scale considered (Olden & Poff 2003). For instance, biotic homogenization of urban floras has often been demonstrated at broad, continental scales (McKinney & Lockwood 1999; La Sorte et al. 2007; Baiser et al. 2012; La Sorte et al. 2014), and is mostly associated with the spread of few cosmopolitan species, generally exotic, across cities with initially distinct communities. By contrast, at local scales (e.g., within a city), the introduction of a large number of new exotic

species that outweigh the loss of native species more often leads to biotic differentiation (Olden & Poff 2003; Sax & Gaines 2003; McKinney 2004; Kühn & Klotz 2006; Thomas 2013). Consequently, while exotic invasions and native extinctions are posited as the major causes of global homogenization (McKinney 2004; Qian & Guo 2010; La Sorte et al. 2014), the relative role of exotic versus native species is not as straightforward at local scale. Also, it is still unclear at a local scale, whether biotic homogenization or differentiation occurs across all type of habitats.

Studies that have looked at homogenization process of urban plant communities have often ignored habitat and land-use heterogeneity. Yet, urban areas are composed of a wide variety of semi-natural and novel habitats that each exhibit their own environmental conditions and species pools (Roy et al. 1999), which could highly influence the magnitude and direction of communities changes (Rosenblad & Sax 2016). Habitat patches indeed range from remnant forests to spontaneously recolonized wastelands as well as managed gardens and parks, all of which being isolated within an inhospitable matrix with variable levels of connectivity (Clergeau et al. 2006). While many studies described the floristic diversity and structure of several land uses or habitats in cities (Lundholm et al. 2006; Carretero 2010; LaPaix & Freedman 2010; Cervelli et al. 2013; Gong et al. 2013), only a few studies have addressed the role of environmental heterogeneity in the homogenization process (Wittig & Becker 2010; Lososová et al. 2012; Gong et al. 2013; Johnson et al. 2015; Swan et al. 2017). For instance, Johnson et al. (2015), showed that species turnover among urban plant communities varies across different land-use types, being higher in heavily managed habitats (e.g., commercial and residential lots) relative to less managed areas such as vacant lots. In contrast, Lososová et al. (2012) showed that highly disturbed habitats (e.g., city squares) are more homogeneous than moderately disturbed habitats such as residential areas. These few examples demonstrate that habitat disturbance levels play an important role in fostering

or not similarity among plant communities. Integrating habitat types as a key factor in studies of biotic homogenization should thus help to identify underlying mechanisms more efficiently than if cities are considered as a whole.

While numerous studies have stressed the importance of the functional dimension of ecosystems (e.g., Knapp et al. 2008; Mayfield et al. 2010), biotic homogenization has mostly been studied at a taxonomic level (but see Abadie et al. 2011; Tobias & Monika 2012; Swan et al. 2017; Brice et al. In press). Because species respond to environmental filters through their functional traits, taxonomic homogenization is expected to be reflected in the trait composition of communities (McKinney & Lockwood 1999), which could in turn lead to functional homogenization (Olden et al. 2004; Brice et al. 2017). However, the relationship between taxonomic and functional beta-diversity has been shown to vary greatly (Smart et al. 2006; Naaf & Wulf 2012; Sonnier et al. 2014). For instance, while many studies showed that urbanization cause a convergence of plant communities towards long-distance dispersed and thermophilic species (Lososová et al. 2006; Schleicher et al. 2011; Williams et al. 2015), other studies showed that trait divergence emerges locally due to the coexistence of long established and colonizing species, both exhibiting contrasting traits (Pyšek & Richardson 2008; Knapp & Kühn 2012). Also, taxonomic homogenization can be detected in the absence of functional homogenization when the original pool of species displays similar traits (Sonnier et al. 2014). Inversely, a functional homogenization can be observed simultaneously with a taxonomic differentiation when communities lose common species that are replaced by more species that are functionally similar due to increased environmental filters (Smart et al. 2006; Mayfield et al. 2010). Such discrepancies in the responses of urban communities call for more studies exploring the link between taxonomic

and functional homogenization, and the respective role of exotic and native species in those biodiversity changes.

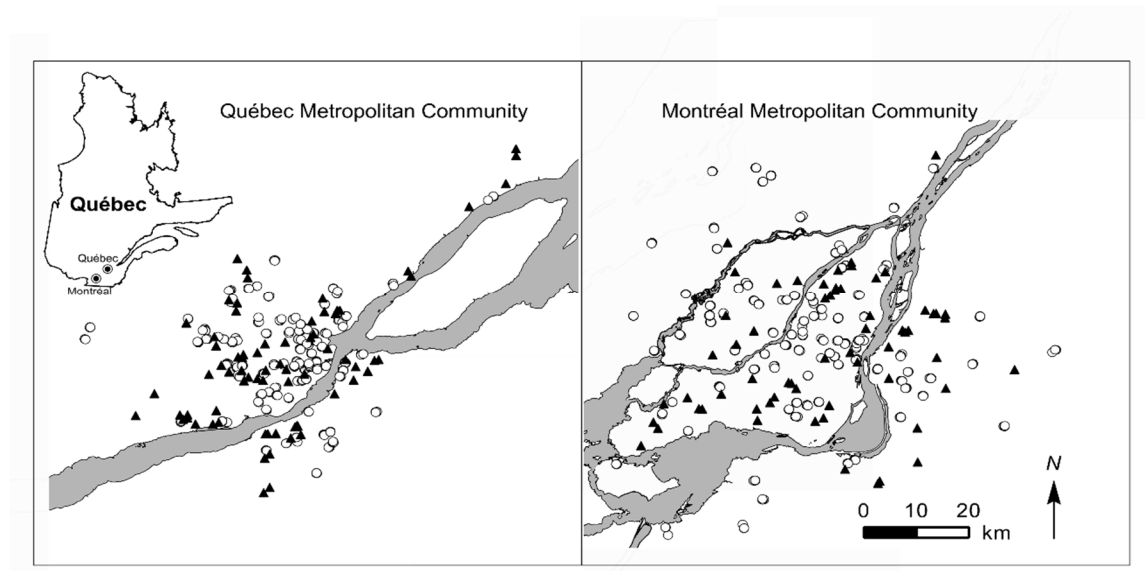
This study aims to understand taxonomic and functional beta diversity changes in spontaneous flora of different urban habitats along a gradient of urbanization in two eastern Canadian cities with contrasting historic and recent land-uses development. More precisely we addressed the following questions: 1) how beta diversity varies between cities, local levels of urbanization (i.e., within city) and habitats; 2) what is the contribution of exotic and native species to beta diversity changes. We sampled four microhabitats (hedgerows, wall bases, maintained and unmaintained fences) and one mesohabitat (wastelands), each presenting very specific environmental characteristics and level of disturbance that could be generalized worldwide.

## **2.2 Methods**

### *2.2.1 Study Area*

The study was conducted in the Montréal Metropolitan Community (4258 km<sup>2</sup>; 3 824 221 inhabitants) and the Québec Metropolitan Community (3349 km<sup>2</sup>; 791 042 inhabitants), respectively the Canada's second and seventh most populous metropolitan regions (Fig. 2.1). Metropolitan Communities (hereafter refers to as Montréal and Québec cities) are agglomeration of municipalities with responsibility for areas of common interest, as land planning, economic development, public transportation and waste management. Since the last half century, both Montréal and Québec presented an acceleration of urbanization such as an increase of impervious surfaces, a conversion of agricultural lands to residential uses and an increase of urban sprawl explained by a large number of built-up areas highly disperse in the landscape (Dupras et al. 2016; Nazarnia et al. 2016). However, Montréal has always shown a higher rate of urbanization with

higher built-up density than Québec (Nazarnia et al. 2016), and the two cities nowadays present contrasting modern patterns of land uses. Woodlands are dominant in Québec (70% of the terrestrial area compared to 23% in Montréal), while urban areas (41%) and cultivated lands (34%) are more widespread in Montréal than in Québec (20% and 10%, respectively; Montréal Metropolitan Community 2017). Furthermore, the road development was denser in Montréal than in Québec in the last three centuries (Lavoie et al. 2007). Both sectors acted as a hotspot for exotic species introduction in the province of Quebec, as their port, connected to the St. Lawrence River, were, and still are important shipping centers (Lavoie et al. 2003).



**Figure 2.1.** Location of the microhabitats (dots) and wastelands (triangle) sampled in Montréal and Québec.

### 2.2.2 *Sites selection*

In both cities, 4 microhabitats (hedgerows, wall bases as well as maintained and unmaintained fences; see Appendix D for more details on microhabitat description) and one mesohabitat (wastelands) were sampled. Wastelands are abandoned lands with absent or random maintenance. All habitats were selected along a gradient of urbanization established using the Human Influence Index (HII; Sanderson et al. 2002). This index takes into account multiple human factors presumed to influence ecosystems (population density, roads, etc.) and is calculated on pixels of 1 km<sup>2</sup> for the whole planet. It ranges from 0 to 72, but after validation with satellite imagery (1:5 000), we excluded from this study all pixels with an index value below 48 as they were associated with natural habitats (mostly large woodlots). The remaining pixels were divided into three levels of urbanization; low (48-55); moderate (56-64) and high (65-67), 67 being the highest value observed in both study cities. Similar classes were used by Nock et al. (2013), who studied the effects of urbanization on tree species functional diversity in eastern North America.

Specific microhabitat locations were selected as clusters around elementary schools, because schools are more or less evenly distributed within both cities and because the microhabitats selected were often present within or close-by schoolyard limits. Using a map of elementary schools, we randomly selected at least 25 schools in each of the three levels of urbanization in both cities. Then, the closest microhabitat from the centre of the schoolyard was selected. A total of 349 microhabitats were sampled in Montréal and 361 in Québec (Appendix E). Because wastelands are often absent in the neighbourhood of school, they were selected independently of the four microhabitats using a map constructed with satellite imagery (1:5000) and ground truthing. Wastelands under or connected to a linear infrastructure (power lines, railways, highways) were discarded because they are highly managed to control vegetation. From



the remaining wastelands, at least 19 were randomly selected in each urbanization level of both cities (69 for Québec and 62 for Montréal; Appendix E). Only wastelands between 0.01 and 2.5 ha in size (Appendix F) and with a herbaceous cover over 50% and a tree cover lower than 20% were sampled.

### 2.2.3 *Vegetation Sampling*

Field sampling for the four microhabitats was carried out from June to August 2014. Each site was sampled with a rectangular plot of 5 m<sup>2</sup>. The length and width of the plot were adapted at each site to include most of the vegetation (plot varied from 20 cm × 25 m to 100 cm × 5 m). The cover of all vascular species was assessed visually within each plot using six classes: <1 %, 1–5 %, 6–25 %, 26–50 %, 51–75 % and 76–100 %. For wastelands, field sampling was carried out from June to August 2015 and sampling effort was adjusted to the size of the site, representing 0.5 % of the total surface. Between 5 and 20 plots (1 m<sup>2</sup>) were sampled per site and their location was randomly determined using QGIS (Open Source Geospatial Foundation Project, Beaverton, OR, USA). The cover of all species in each plot was assessed visually using the same classes as for microhabitats. Then, four observers searched on foot for species not found in plots for a maximum period of 15 min of active search per hectare of wasteland. This method allowed to determine the structure of dominance without neglecting rare species.

### 2.2.4 *Functional Traits*

Each species was characterized according to 11 functional traits (Table 1) that were selected based on information availability and their relevance to studies of urban plant communities (Knapp et al. 2008; Johnson et al. 2015; Williams et al. 2015). Some ecological tolerance criteria (*sensu* Violle et al. 2007) were also used as trait surrogates. In particular, the wetness index (the estimated

probability of a species occurring in wetland habitats; Reed 1988), served as a proxy for traits associated with the ability to cope with waterlogging such as the presence of adventitious roots or aerenchyma and the production of anaerobic stress protein, which are traits difficult to assess from the literature. Shade tolerance is also associated with a wide range of traits (photosynthetic rate, specific leaf area, relative growth rate, etc.) and was used because light competition and interspecific differences in shade tolerance are important determinants of successional dynamics (Valladares & Niinemets 2008). A species temperature index was also calculated as the median annual temperature across the species range (adapted from Devictor et al. 2008). The calculation was performed at the province/state level using the normal mean temperature from WorldClim (1950-2000, grid resolution = 5 km; Hijmans et al. 2005) for the growing season (April to September), and species occurrence in Canada (VASCAN; Brouillet et al. 2010) and United States (BONAP; Kartesz 2015). Trait data were gathered from primary literature and published databases (USDA 2010; Hilty 2010; Plants for a Future 2011; Aubin et al. 2012; Hintze et al. 2013; Royal Botanic Garden 2016, and reference therein). Each species was also characterized according to its origin (native or exotic; according to VASCAN).

**Table 1.** Description of the selected functional traits and environmental preference used to measure functional richness, functional beta diversity and shifts in traits frequency. Traits are presented in alphabetic order of their code.

Code	Functional traits	Description
DI	Seed dispersal vector	an: myrmecochorous bi: endo-zoochorous (bird) e: hydrochorous ex: explosive discharge (ballistichorous) ez: endo-zoochorous (other than bird) g: unassisted (autochorous, barochorous) hd: anthropochorous w: anemochorous zz: exo-zoochorous
FPH	Flowering phenology	1: spring 2: summer 3: fall
LI	Light requirement	1: shade intolerant 2: mid tolerant 3: shade tolerant
MH	Maximum height	ln(cm)
POL	Pollination vector	a: abiotic b: biotic n: without pollination or vector (apomixie and autopollination)
RE	Regeneration of the adult plant	mg: mega & meso phanerophyte mc: micro & nano phanerophyte li: liana & vines ch: chamaephyte h: hemicryptophyte g: geophyte hel: helophyte t: therophyte (annual)
SDL	Seed length	ln(mm)
SDW	Seed weight	ln(seed/ kg)
STI	Species temperature index	Range from 6.4 and 19.6 °C
VR	Vegetative reproduction	1: not possible 3: possible but without lateral extension (bulb, bulbette, etc.) 4: possible with lateral extension (rhizome, stolons, etc.)
WET	Wetland Coefficient	1: upland (almost never in wetlands) 2: facultative (occasionally in wetlands) 3: facultative (equally likely in wetlands and uplands) 4: facultative wetlands 5: obligate wetland (almost always in wetlands)

#### 2.2.4 Statistical Analysis

For microhabitats, analyses were conducted with all species together, i.e. without discriminating between native and exotic because native species were often totally absent. For wastelands, analyses were performed on the three following categories of species; 1) total 2) exotic and 3) native species. For species cover, we used the median of cover classes. In wastelands, species seen outside sampling plots were attributed the minimum detection threshold (0.5 % cover in one plot). All statistical analyses were performed in the R environment (v 3.0.1; R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT).

##### 2.1.4.1 Local Taxonomic and Functional Richness

For each habitat, species richness (*SRic*) and functional richness (*FRic*; Villéger et al. 2008) were assessed using FD package in R (Laliberté & Legendre 2010; Laliberté et al. 2014). For wastelands, the richness was calculated by summing the number of species in all plots of a site as well as the species seen outside the plots. Correlation between wasteland size and total *SRic* was weak ( $R^2_{\text{adjust}} = 0.09$ ), which allow comparison of wastelands of variable sizes. *FRic* was computed as the minimal volume of a convex polygon that includes all species in a principal coordinates analysis (PCoA) of functional traits. A Cailliez correction was applied to the distance matrix used in PCoA to make it Euclidian (Cailliez 1983). Multi-factor analysis of variance was used to estimate difference of *SRic* and *FRic* between cities, local level of urbanization, habitats and species origin (for wastelands). Post hoc multiple comparisons were performed using Tukey's tests.

#### 2.1.4.2 Mean Functional Traits of Communities

We used community weighted mean trait values (CWM; Garnier et al. 2007; Lavorel et al. 2008) to measure functional beta diversity (see below). The CWM values are computed by multiplying a species by-site matrix and a species-by-trait matrix; the resulting trait-by-site matrix can then be analyzed the same way as a species-by-site matrix. For the species-by-site matrix of microhabitats we used species cover. For wastelands, we used the species importance value (IV; Barbour et al. 1987), which is a measure of the relative dominance of a species in a community. The IV was calculated as the mean of the species frequency (number of plots per wasteland in which a species occurred relative to the total number of occurrences of all species) and relative dominance (total cover of a species per wasteland relative to the total cover of all species).

#### 2.1.4.3 Taxonomic and Functional Beta Diversity

Beta-diversity can be defined as the variability in species or trait composition among sites, and can be measured as the average distance of sites to their centroid in multivariate space (Anderson et al. 2006). Following this framework, changes in taxonomic and functional beta diversity between cities as well as between local urbanization levels and habitats within both cities were analyzed separately using tests of homogeneity for multivariate dispersions, as proposed by Anderson et al. (2006). To do so, a site by-site distance matrix was first used to compute the centroid of each group of sites (cities, local urbanization levels, habitats). Then, the distance of each site to their associated group centroid (i.e., beta diversity) was calculated. Finally, the site distances to centroid were subjected to ANOVA by permutations (9999 permutations) to determine whether the dispersion (variance) of one or more groups differed. For taxonomic beta diversity, the site-by-site distance matrices required for this test were computed with species covers using the Hellinger distance (Legendre & De Cáceres 2013). Originally developed to analyze taxonomic beta diversity, the

multivariate test of dispersion can be extended to functional beta diversity when based on CWM data (Baiser & Lockwood 2011). For functional beta diversity, the distance matrix was computed on the CWM matrix using the Gower distance, which allows different weights to be assigned to traits (Legendre & Legendre 2012). To give the same importance to each trait regardless of the number of trait states, we assigned a weight of  $w_i = 1/(\text{number of states for trait } i)$ .

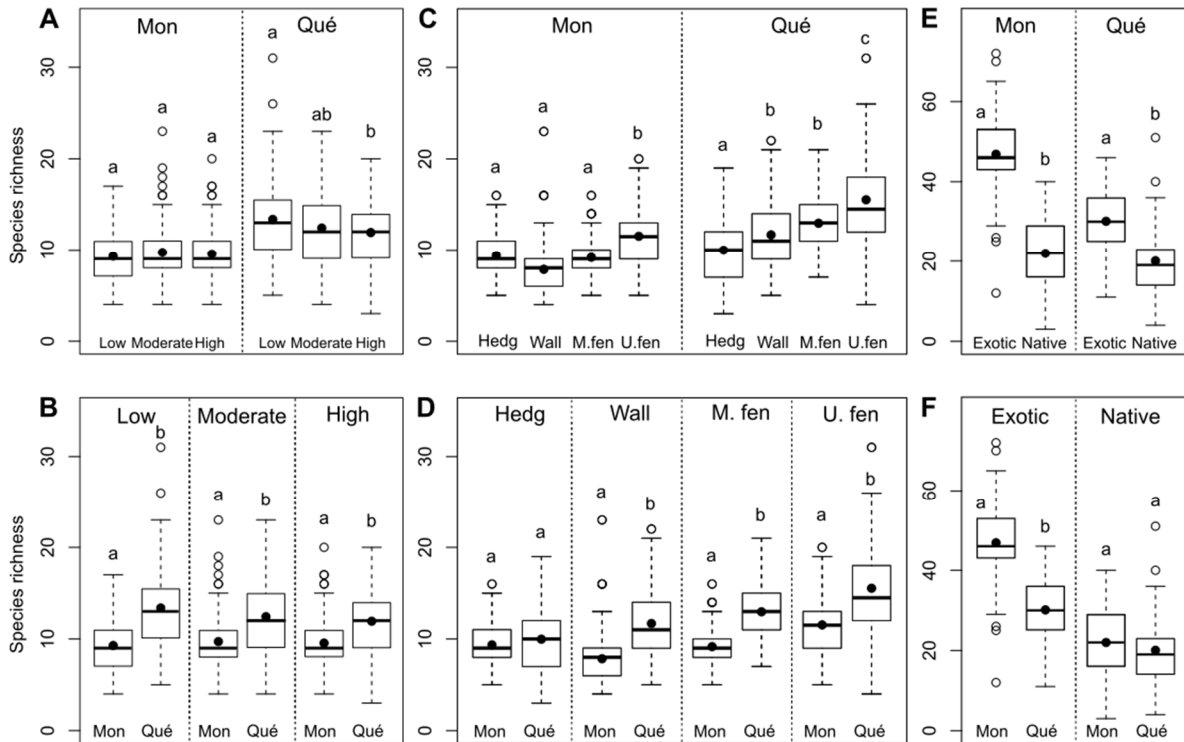
To detect shifts in taxonomic and functional composition between cities and between local urbanization levels and habitats within both cities separately, we used permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA; Anderson 2001), which tests for location differences between centroids (differences suggest species or trait turnover or composition differences). Significance was assessed using permutations (9999 permutations) with pseudo-F ratios. Because this test is sensitive to differences in multivariate dispersions (a significant result may be due to differences in dispersion rather than to true differences in the location of the centroids; Anderson & Walsh 2013), visualization of the data was used to support the interpretation of statistical tests. The differences in taxonomic and functional multivariate dispersion and composition between groups were illustrated in PCoA based on their respective distance matrix. To further analyze the shift in functional composition of MMC and QMC wastelands for exotic and native species, we represented their relative trait composition with principal component analysis (PCA).

## 2.3 Results

### 2.3.1 *Species and functional richness*

#### 2.3.1.1 Microhabitats

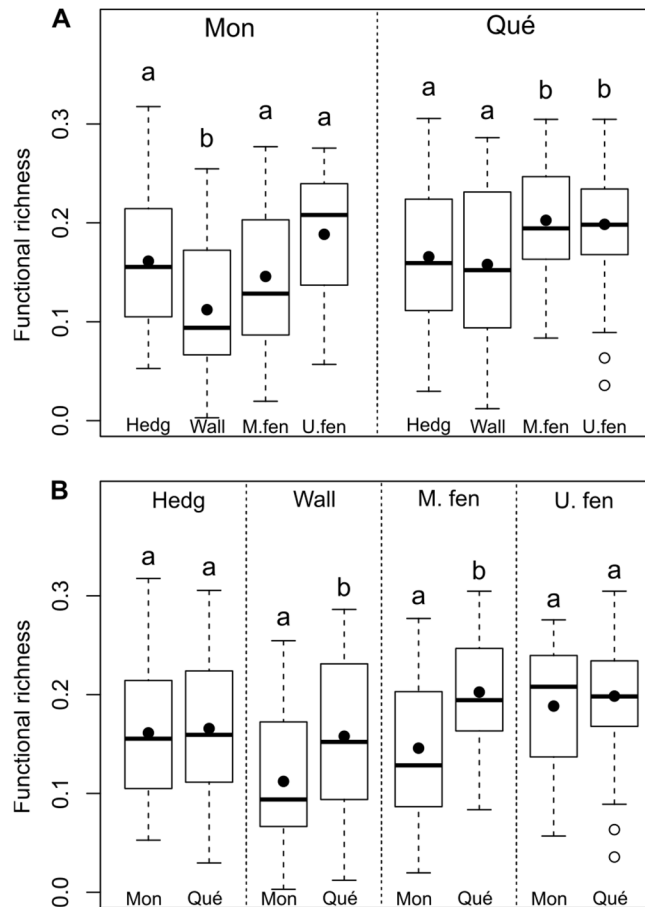
A total of 231 species were identified in the four microhabitats (149 in Montréal and 197 in Québec). About 60 % of the species were exotic (89 in Montréal and 113 in Québec) and most of them were generalist as 42 % of the species were found at least once in each microhabitat. Among the four microhabitats, 18 % of the sites were devoid of native species. The influence of local urbanization levels and microhabitat types on species richness (*SRic*) differed between the two cities (Table 2a). While mean *SRic* was similar across the urbanization levels in Montréal, low urbanization level slightly fostered *SRic* compared to high urbanization level in Québec (Fig. 2.2a). Furthermore, *SRic* was always higher in Québec than in Montréal regardless of the local urbanization level (Fig. 2.2b). Although unmaintained fences were the richest microhabitats in both cities, the increase in mean *SRic* from hedgerows/wall bases to unmaintained fences was less pronounced in Montréal than in Québec (Fig. 2.2c) Furthermore, all microhabitats but hedgerows were richer in Québec than in Montréal (Fig. 2.2d).



**Figure 2.2.** Species richness of the three levels of local urbanization in microhabitat (A, B), of each microhabitat (C, D), and of native and exotic species in wastelands (E, F) of Montréal (Mon) and Québec (Qué). Provided are mean richness (black dot), median (line), 25–75 % quartiles (boxes) and ranges (whiskers). Means with different letters (within a same comparison group) differ significantly (Tukey tests,  $P < 0.05$ ). Hedg = hedgerows, Wall = wall bases, M.fen = maintained fences; U. fen = unmaintained fences.



While local urbanization level alone influenced mean functional richness (*FRic*), the influence of microhabitat types on *FRic* differed between the two cities, as for mean *SRic* (Table 2b). Mean *FRic* was significantly higher at high local urbanization level than at moderate and low urbanization levels (Tukey;  $P_{\text{high-moderate}} = 0.02$ ;  $P_{\text{high-low}} = 0.002$ ;  $P_{\text{low-moderate}} = 0.79$ ). In Montréal, mean *FRic* was lower in wall bases than in all other microhabitats, while in Québec mean *FRic* was lower in hedgerows and wall bases than in the two fence habitats (Fig. 2.3a). Finally, wall bases and maintained fences were richer in Québec than in Montréal (Fig. 2.3b).



**Figure 2.3.** Functional richness for each microhabitat (Hedg = hedgerows, Wall = wall bases, M.fen = maintained fences; U.fen = unmaintained fences) for Montréal (Mon) and Québec (Qué). Provided are mean species richness (black dot), median (line), 25–75 % quartiles (boxes) and ranges (whiskers). Means with different letters (within a same comparison group; i.e., A: by city, B: by microhabitat type) differ significantly (Tukey tests,  $P < 0.05$ ).

### 2.3.1.2 Wastelands

A total of 423 species were found in wastelands (294 in Montréal and 302 in Québec). In Montréal, exotic species represented a higher proportion of total species pool than in Québec (57 % compared to 46 %). While wasteland flora encompassed 81 % of microhabitats' species diversity, 55 % of wasteland species were not found in microhabitats. Local urbanization level did not influence mean *SRic* of wastelands (Table 2c). On the other hand, mean *SRic* varied according to species origin, but this effect was different between cities (Table 2c). In Montréal, mean *SRic* of exotic species was 2 times higher than for native species whereas in Québec, there was only 1.5 times more exotic than native species (Fig. 2.2e). As well, there was 1.5 times more exotic species in Montréal than in Québec whereas mean *SRic* of native species was similar between the two cities (Fig. 2.2f).

The mean *FRic* of wastelands differed significantly between cities and species origin, but not across local urbanization levels (Table 2d). Mean *FRic* of total flora was 8 % higher in Montréal than in Québec (Tukey;  $P = 0.008$ ) whereas the *FRic* of exotic species was 7 % higher than that of native species (Tukey;  $P = 0.02$ ).

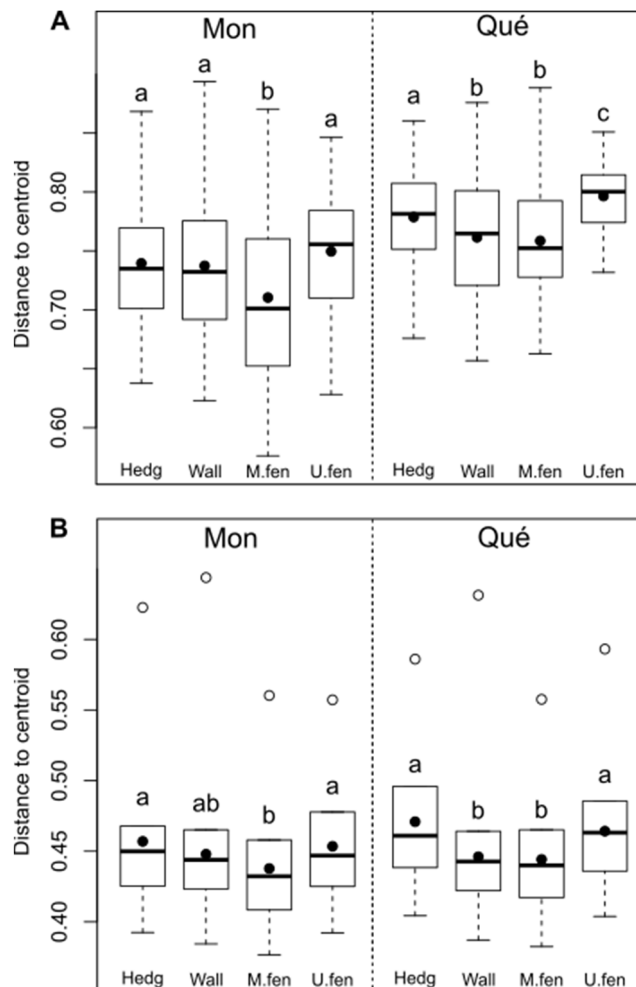
**Table 2.** Effects of cities, local levels of urbanization, habitat types, species origin (wastelands only) as well as their interaction on species richness (*SRic*) and functional richness (*FRic*) tested with multifactor analysis of variance.

Habitats	<i>Df</i>	<i>SS</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
Microhabitats				
a. Species richness ( <i>SRic</i> )				
City	1	1662	116.14	<0.001
Habitat type	3	1740	40.54	<0.001
Urbanization level	2	49	1.7	0.18
City: Habitat type	3	356	8.29	<0.001
City: Urbanization level	2	103	3.59	0.03
Habitat type: Urbanization level	6	40	0.47	0.88
City: habitat type: Urbanization level	6	86	1.00	0.43
b. Functional richness ( <i>FRic</i> )				
City	1	0.15	37.55	<0.001
Habitat type	3	0.31	26.17	<0.001
Urbanization level	2	0.05	6.14	0.002
City: Habitat type	3	0.09	7.34	<0.001
City: Urbanization level	2	0.02	2.62	0.07
Habitat type: Urbanization level	6	0.03	1.45	0.19
City: Habitat type: Urbanization level	6	0.03	1.27	0.27
Wastelands				
c. Species richness ( <i>SRic</i> )				
City	1	5697	69.91	<0.001
Urbanization level	2	89	0.55	0.58
Species origin	1	19100	234.37	<0.001
City: Urbanization level	2	277	1.7	0.19
City: Species origin	1	3576	43.88	<0.001
Urbanization level: Species origin	2	8	0.05	0.96
City: Urbanization level: Species origin	2	41	0.25	0.78
d. Functional richness ( <i>FRic</i> )				
City	1	0.03	7.05	0.008
Urbanization level	2	0.002	0.24	0.78
Species origin	1	0.03	5.82	0.02
City: Urbanization level	2	0.02	2.48	0.09
City: Species origin	1	0.004	0.79	0.37
Urbanization level: Species origin	2	0.003	0.29	0.75
City: Urbanization level: Species origin	2	0.005	0.56	0.57

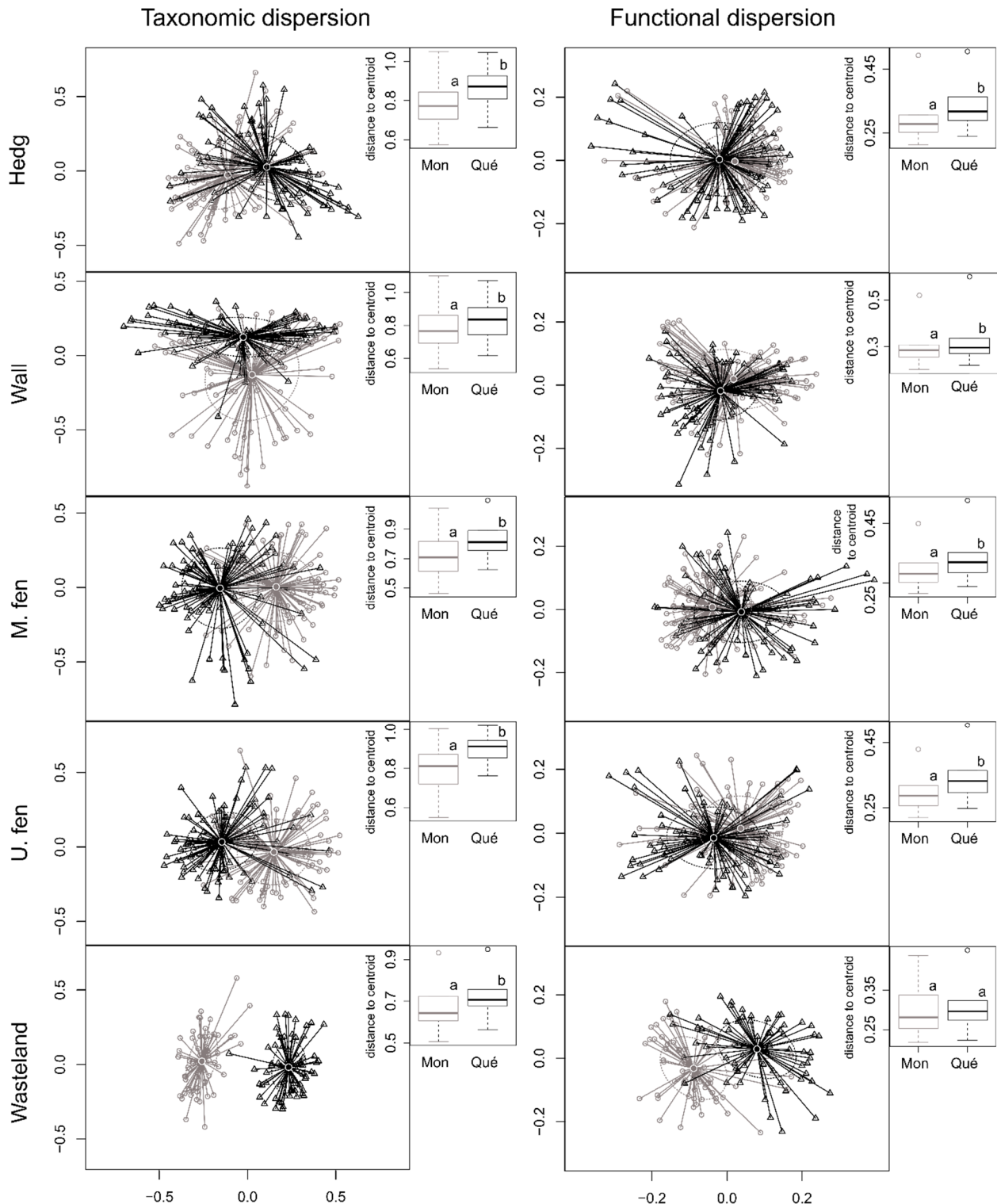
### 2.3.2 Taxonomic Beta-Diversity

Local urbanization level influenced taxonomic beta diversity (i.e., distance to centroids) only in Québec (Table 3a). However, this was true only for hedgerows and native species in wastelands for which beta diversity was lower (i.e., more similarity between sites) at moderate than at low and/or high urbanization levels (Appendix Ga). Taxonomic beta diversity also differed between the four microhabitats in both cities (Montréal:  $F = 6.80$ ,  $P = 0.001$ ; Québec:  $F = 14.63$ ,  $P = 0.001$ ).

Beta diversity was lower in maintained fence in Montréal than for all other microhabitats (Fig. 2.4a). In Québec, unmaintained fences had the highest beta diversity followed by hedgerows, and finally by wall bases and maintained fences (Fig 4a). Taxonomic beta diversity was significantly lower in Montréal than in Québec for all four microhabitats and for wastelands (Table 4a; Fig. 2.5). In wastelands, lower beta diversity in Montréal, though, was mostly due to exotic species, as beta diversity of native was similar in both cities (Table 4a).



**Figure 2.4.** Taxonomic (A) and functional (B) beta diversity (i.e., distance to centroid) of the microhabitats (Hedg = hedgerows, Wall = wall bases, M.fen = maintained fences; U. fen = unmaintained fences) for Montréal (Mon) and Québec (Qué). Differences in beta diversity between microhabitat was tested with ANOVA by permutations on sites distance to their centroid



**Figure 2.5.** Influence of cities (Montréal = grey; Québec = black) on the multivariate dispersion of species and trait composition in the five habitats studied. Taxonomic and functional beta diversity were measured as the distance of sites to their group centroid, here represented on the first two axes of a PCoA and using a boxplot (median and quartiles) of the sites-to-centroid distance.

Local urbanization levels influenced species composition (i.e., distance between centroids) of hedgerows and unmaintained fences in both cities as well as of maintained fences in Montréal (Table 3c). Species composition was in general more similar between microhabitats in moderate and high urbanization levels than between microhabitats in low and high or moderate levels (Appendix Ha). Species composition also differed between the four microhabitats in both cities (Montréal:  $F = 7.66$ ,  $P = 0.001$ ; Québec:  $F = 5.83$ ,  $P = 0.001$ ) as well as between Montréal and Québec for all habitats (Table 4b). Cities were especially dissimilar in regard to wasteland flora as shown by more distant centroids between the two cities compared to microhabitats (Fig. 2.5). The difference in wasteland flora between the two cities was also more pronounced for native species than for exotic species (i.e., higher Euclidian distance, Table 4b).

**Table 3.** Differences in taxonomic and functional beta diversity between the three levels of local urbanization for the five habitats sampled. Differences in beta diversity was tested with ANOVA by permutations on site distances to centroid (a,c) and difference in species composition was tested with PERMANOVA (b,d). For wastelands, tests were performed on total, exotic and native species; only total species was tested for microhabitats. Euclidian distances between centroids are presented in Appendix H.

Habitat	Cities			
	Montréal		Québec	
	<i>F</i>	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>P</i>
a. Taxonomic beta diversity				
Hedgerows	0.03	0.97	5.67	0.004
Wall bases	0.81	0.45	1.91	0.17
Maintained fences	2.19	0.12	2.10	0.11
Unmaintained fences	1.93	0.16	1.93	0.14
Wastelands:				
Total	0.23	0.80	2.88	0.07
Exotic	0.30	0.75	2.19	0.11
Native	0.54	0.67	3.04	0.05
b. Functional beta diversity				
Hedgerows	1.63	0.20	1.95	0.14
Wall bases	1.23	0.30	5.59	0.003
Maintained fences	2.35	0.11	4.97	0.01
Unmaintained fences	0.76	0.46	3.71	0.03
Wastelands:				
Total	0.37	0.69	0.17	0.85
Exotic	0.29	0.73	0.62	0.54
Native	0.95	0.42	2.12	0.12
c. Taxonomic composition				
Hedgerows	1.54	0.03	1.54	0.03
Wall bases	1.53	0.07	1.64	0.02
Maintained fences	1.65	0.02	1.13	0.27
Unmaintained fences	1.45	0.03	1.59	0.002
Wastelands:				
Total	1.13	0.23	1.06	0.34
Exotic	1.03	0.41	1.21	0.14
Native	0.96	0.58	0.94	0.59
d. Functional composition				
Hedgerows	1.07	0.40	1.03	0.39
Wall bases	2.21	0.02	1.24	0.23
Maintained fences	1.65	0.05	0.97	0.50
Unmaintained fences	1.40	0.14	1.59	0.06
Wastelands:				
Total	0.90	0.59	0.94	0.53
Exotic	1.09	0.34	1.08	0.36
Native	0.50	0.95	0.92	0.54

**Table 4.** Differences in taxonomic and functional beta diversity between Montréal and Québec for the five habitats sampled. Difference in beta diversity was tested with ANOVA by permutations on site distances to centroid (a,c) and difference in species composition was tested with PERMANOVA (b,d). For wastelands, tests were performed on total, exotic and native species; only total species was tested for microhabitats. ED = Euclidian distance.

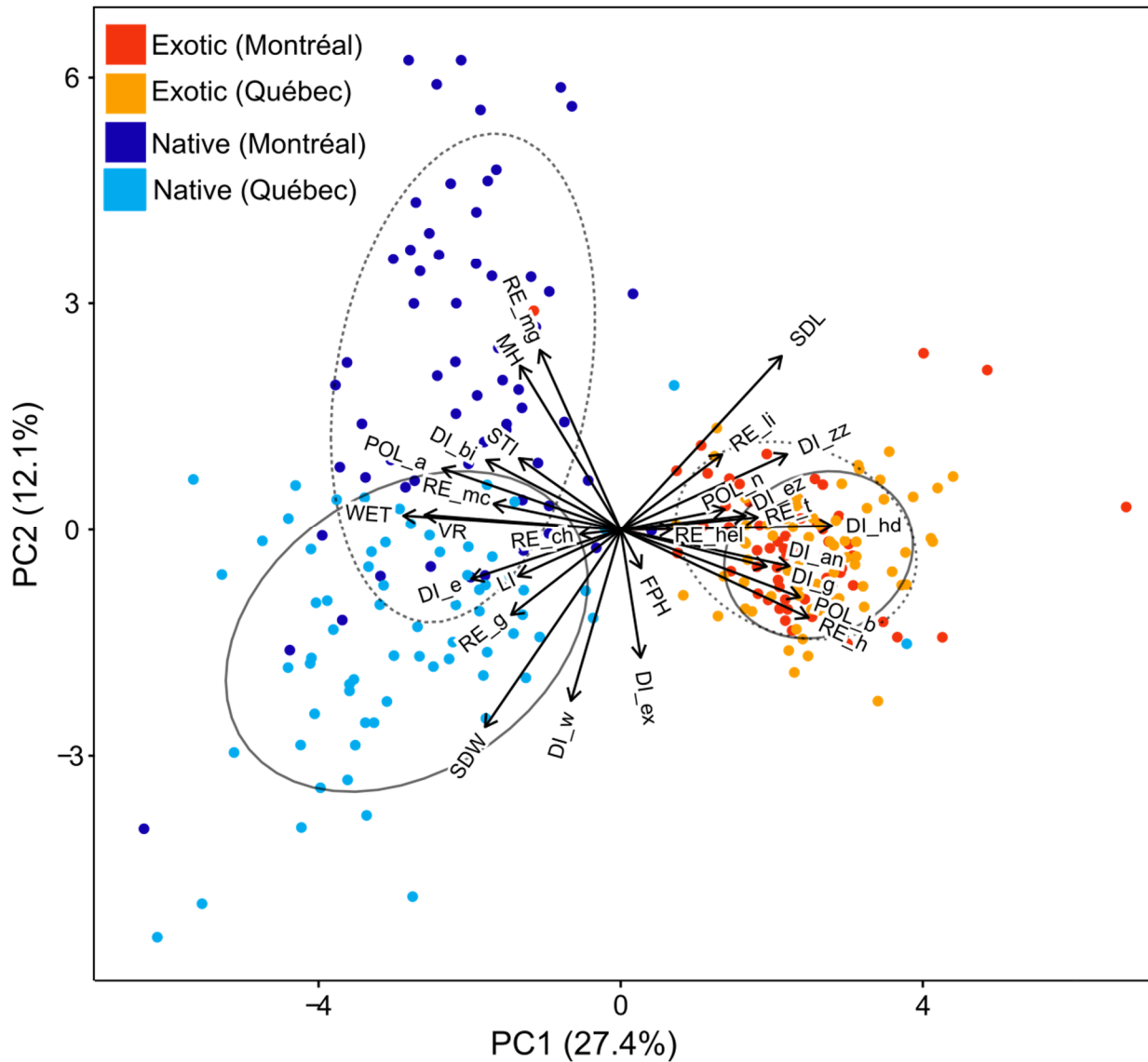
Habitat	ED	<i>F</i>	<i>P</i>
a. Taxonomic beta diversity			
Hedgerows		30.26	<0.001
Wall bases		7.94	0.006
Maintained fences		29.23	<0.001
Unmaintained fences		65.65	<0.001
Wastelands:			
Total		10.92	0.003
Exotic		9.41	0.004
Native		2.47	0.14
b. Functional beta diversity			
Hedgerows		24.29	<0.001
Wall bases		5.29	0.02
Maintained fences		16.9	<0.001
Unmaintained fences		34.35	<0.001
Wastelands:			
Total		0.55	0.46
Exotic		0.03	0.87
Native		0.35	0.55
c. Taxonomic composition			
Hedgerows	0.23	8.84	<0.001
Wall bases	0.26	10.84	<0.001
Maintained fences	0.23	14.97	<0.001
Unmaintained fences	0.30	11.38	<0.001
Wastelands:			
Total	0.49	23.68	<0.001
Exotic	0.47	23.22	<0.001
Native	0.53	23.72	<0.001
d. Functional composition			
Hedgerows	0.041	8.50	<0.001
Wall bases	0.051	8.43	<0.001
Maintained fences	0.079	7.36	<0.001
Unmaintained fences	0.078	5.44	<0.001
Wastelands:			
Total	0.18	14.60	<0.001
Exotic	0.15	14.38	<0.001
Native	0.18	17.38	<0.001



### 2.3.3 Functional Beta Diversity

Functional beta diversity differed among urbanization levels only in Québec and only for wall bases and both fence types (Table 3b). Functional beta diversity was generally the highest at high urbanization level (Appendix G). Functional beta diversity also differed between microhabitats in Montréal ( $F = 3.52, P = 0.01$ ) and in Québec ( $F = 10.83, P = 0.001$ ). Functional beta diversity was the lowest for maintained fences in Montréal (Fig. 2.4b). In Québec, both wall bases and maintained fences had the lowest functional beta diversity (Fig. 2.4b). As for taxonomic beta diversity, functional beta diversity was significantly lower in Montréal than in Québec for all four microhabitats, but not for wastelands this time (Table 4c; Fig. 2.5).

Functional composition (i.e., distance between centroids) differed across urbanization levels only for wall bases in Montréal (Table 3d). Wall bases composition was more similar between moderate and high levels of urbanization than between other levels (Appendix Ha). Functional composition also differed between the four microhabitats in both cities (Montréal:  $F = 14.64, P = 0.001$ ; Québec:  $F = 11.29, P = 0.001$ ). Finally, functional composition differed significantly between Montréal and Québec for all habitats (Table 4d) especially for wastelands as shown by distant centroids in PCoA (Fig. 2.5).



**Figure 2.6.** Principal component analysis of functional composition for Montréal and Québec wastelands for exotic (red and orange) and native (blue) species. Perpendicular projection of points (sites) on vector (functional trait) approximately indicate the value of community weighted means of traits value for combination of sites and traits. Traits abbreviation meaning are resumed in Table1.

### 2.3.4 Shifts in Traits Frequency in wastelands

As mentioned above, there was no functional beta diversity difference between cities for wastelands (Table 4c). There was, however, a clear shift in trait composition between Montréal and Québec (Table 4d) as shown by centroid distance on Fig. 2.5. Although both exotic and native species contributed to this shift in trait composition between the two cities, a closer examination

of trait dispersion in two-dimensional spaces indicates that the difference of trait composition between the two cities was mainly attributed to native species (Fig. 2.6). In that regard, native plant communities associated to Montréal had a higher proportion of woody species (represented with higher maximum height and proportion of mega and meso phanerophyte; Fig. 2.6) whereas geophytes with light anemochorous or exo-zoochorous seed dispersal were more abundant in Québec than in Montréal wastelands. Exotic and native species of wastelands also clearly showed different functional traits. As example, while exotic species showed high proportion of short life span species (therophyte, hemicryptophyte) with long distance dispersed seeds (anthropochorous, endo-zoochorous), native species showed high proportion of geophytes and plants associated with wetlands. Moreover, the functional composition of native species was overall more variable than for exotic species (larger ellipses; Fig. 2.6).

## **2.4 Discussion**

Urbanization has previously been linked to biotic homogenization at broad scale (e.g., La Sorte et al. 2007; Knapp & Wittig 2012) and to biotic diversification at local scale (e.g., Olden & Poff 2003; Sax & Gaines 2003; McKinney 2004; Kühn & Klotz 2006; Thomas 2013). Our results do not support these previous findings: we did not find any evidence of homogenization between cities (no convergence in taxonomic and functional composition between cities, see Fig. 2.5 and Table 4) nor of differentiation at local scale (no increase of beta diversity with increasing level of local urbanization; see Table 3, exception in Appendix G). However, we found that plant communities of most habitats were taxonomically and functionally more homogenous (smaller beta diversity) in the most urbanized city (Montréal) than in the less urbanized one (Québec). In regards to alpha diversity, microhabitats were more species rich in Québec than in Montréal, but the opposite was found for wastelands, especially for exotic species.

#### *2.4.1 The role of exotic species*

Biotic homogenization is often associated with the simultaneous extinction of specialist native species and gain of exotic or generalist species (McKinney & Lockwood 1999; Olden & Poff 2003). In our study area, we evaluated the effect of exotic species on biotic homogenization only for wastelands as microhabitats were often devoid of native species. Our results showed that the lower beta diversity in Montréal was mostly due to exotic species, as beta diversity of natives was similar in both cities. Also, wastelands located in Montréal were characterized by 1.5 times more exotic species than those of Québec whereas native species richness was similar between the two cities. This difference could result from a higher proportion of mineral substrates (bitumen, concrete or gravel) in Montréal wasteland (that are mostly vacant industrial lot) which favour exotic species establishment (Godefroid et al. 2007). The higher abundance and diversity of exotics in Montréal than in Québec could also be explained by a denser road network (Lavoie et al. 2007) as well as a milder climate in Montréal compared to Québec (with an average of 3238 and 2751 degree-days  $> 0^{\circ}\text{C}$  between 1971 and 2000 for the two cities, respectively; Environment Canada 2013). These two factors have indeed already been identified to have favoured the spread and cover expansion of exotic species in the Great Montréal area (Lavoie et al. 2007; Meunier & Lavoie 2012). In fact, historical reconstitution of plant invasion in the province has shown that Montréal is the focus point of new invasion and that exotics spread in southern Québec according to nitrate pollution and road construction as well as accidental introduction near shipping centres (Lavoie et al. 2003; Lavoie et al. 2005). Whereas exotic species will keep expanding their distribution eastward, composition of urban flora in Québec region may converge toward Montréal's in the future.

#### 2.4.2 *The role of in situ human management*

Beside the effect of urbanization between cities, our study did not reveal a strong impact of the local urbanization gradient within city. Studies conducted at a local scale often reported biotic differentiation across urbanization intensities (Kühn & Klotz 2006; Aronson et al. 2014; Bossu et al. 2014; Brice et al. In press). Here, the absence of change in beta diversity at local scale may be in part related to the extent of our urbanization gradient. A wider range of urbanization intensity including areas beyond suburbs as rural areas and natural habitats may indeed have allowed to find a differentiation of communities in the urban centre (Bossu et al. 2014; Kühn & Klotz 2006). Also, our index of urbanization (HII, calculated on 1 km<sup>2</sup> pixel) might reflected local level of urbanization at a scale that may be inappropriate to capture the intensity of *in situ* management that has been shown to favour homogenization through the creation of artificially similar environmental conditions among habitats regardless of the land use patterns at a larger scale (McClure 1989; McKinney 2006; Wittig & Becket 2010). For instance, highly managed urban habitats (e.g. tree base) usually display lower beta diversity within and between cities than semi-natural urban habitats (Wittig & Becket 2010). We observed a similar phenomenon in our studied system as taxonomic and functional compositions were usually more similar between cities for the four microhabitats than for wastelands. For example, unmaintained fences had higher species and functional richness as well as beta diversity than maintained fences suggesting that mowing play an important role in lowering diversity. Mowing can prevent the growth of forbs and shrubs, favours ruderal herbaceous species with below ground reserves or basal buds as well as maintains succession at early levels, leading to poorly diverse communities (Celesti-Grapow et al. 2006; Rudolph et al. 2017).

Apart from direct human management, *in situ* stresses associated with human artificialisation of surfaces may also induce diversity loss unrelated to urban landscape patterns. For example, a reduced number of species can tolerate conditions created by compacted and shallow soil associated with impermeable surfaces (as found in wall base) as well as by salted de-icing following road and sidewalk maintenance in winter (Czerniawska-Kusza et al. 2004; Cervelli et al. 2013). The fact that only a few exotics generalist species were dominant in microhabitats while in wastelands a more diverse species pool of native and exotics were found also pinpoint *in situ* stress and management as a key factor for biotic homogenization in urban areas. Actually, wastelands are usually characterized by a wider range of environmental conditions and successional stages than microhabitats (Westermann et al. 2011; Bonthoux et al. 2014).

#### 2.4.3 Taxonomic and functional beta diversity decoupled in wastelands

In all our analyses, taxonomic and functional beta diversity were coupled, except for wastelands as no difference was found in trait dispersion between cities (see Fig. 2.5 and Table 4a,c). Trait composition of wastelands were however highly different between cities (see Fig. 2.5 and Table 4b,d). This difference in trait composition was likely associated to native species as shown by the PCA analysis (Fig. 2.6) where exotic species were functionally more similar within and between cities than were native species. This trait convergence of exotic species likely results from filtering process as traits of exotic species were associated with adaptation in cities. For example, therophytes that perform in high levels of disturbance and soil fertility (Sudnik-Wójcikowska 1988; Knapp et al. 2008) and lianas that have highly competitive ability especially in warm microclimate (Sasek & Strain 1990; Wang et al. 2011; Brice et al. 2014) and hedge habitats (Magrath et al. 2014) were both dominant in our wasteland exotic communities. Long distance propagule dispersion (human or animal mediated) which are beneficial in highly fragmented

landscape (Knapp et al. 2008) were also abundant traits in our wasteland exotic communities. According to our results, native communities still harbour traits that are usually not associated with urban conditions. For instance, geophytes were abundant, even though they are not performant in high nitrogen environments (Preston 2000; Williams et al. 2005). Furthermore, native communities in wastelands showed an association to wetlands although the latter are recognized as vulnerable in urban areas due to drought conditions (Stehlik et al. 2007; Dolan et al. 2011). The fact that wastelands harbour native species that show traits usually unsuitable for persisting in urban environmental conditions may indicate a time-delay in native species extinction following anthropogenic disturbance in cities, a phenomenon known as extinction debt (Tilman et al. 1994).

## **2.5 Conclusion**

Overall, our results did not support a biotic homogenization associated with urbanization at either large or local scales, as no convergence in composition between cities or increase of beta diversity with increasing level of local urbanization were found. We however found that highly managed microhabitats were more homogeneous than the less managed wastelands which highlight the importance of considering *in situ* level of artificialisation when studying the role of urbanization in homogenization process. Our results also provide a supplemental insight into the synergic role of exotic species and human management in the homogenization process. Indeed, highly managed microhabitats were mostly dominated by exotic species while wastelands displayed plant communities composed of a mixture of exotics and natives. This result confirms the fact that wastelands can act as conservation tools in human transformed landscape in regard to their high richness in native or rare species, despite the omnipresence of exotic species (Maurer et al. 2000; Small 2006; Pellerin et al. 2017). Finally, our results demonstrate that plant taxonomic and functional beta diversity follows similar trends (i.e., smaller beta diversity in the most urbanized

city than in the less urbanized one), except for wastelands for which functional beta diversity was similar in both cities despite highly significant differences in trait composition. Native species of wastelands harbor traits that differed between the two studied cities, which highlight the capacity of local flora to adapt to a changing environment. Yet, a lag in the time response of plant communities to hardening conditions may imply a replacement of natives by functionally more homogeneous exotic species in the future and an impoverishment of wastelands in smaller city such as Québec. Our results thus reinforce the need to establish conservation or restoration strategies of native flora in semi-natural habitats in urban areas.

## 2.6 References

- Abadie, J.C., Machon, N., Muratet, A. & Porcher, E. 2011. Landscape disturbance causes small-scale functional homogenization, but limited taxonomic homogenization, in plant communities. *Journal of Ecology* 99: 1134–1142.
- Anderson, M. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Australian Ecology* 26: 32–46.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E. & McArdle, B.H. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology letters* 9: 683–693.
- Anderson, M.J. & Walsh, D.C.I. 2013. PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs* 83: 557–574.
- Aubin, I., Messier, C., Gachet, S., Lawrence, K., McKenney, D., Arseneault, A., Bell, W., De Grandpré, L., Shipley, B., Ricard, J.-P. & Munson, A.D. 2012. *TOPIC - Traits of Plants in Canada*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Sault Ste. Marie, Ontario, Ca.
- Aronson, M.F., La Sorte, F.A., Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., Warren, P. S., Williams, N.S., Cilliers, S., Clarkson, B. & Dobbs, C. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 1–8.
- Barbour, M.G., Burk, J.H. & Pitts, W.D. 1987. *Terrestrial plant ecology*. Benjamin/Cummings, Menlo Park, CA, US.
- Baiser, B. & Lockwood, J.L. 2011. The relationship between functional and taxonomic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 20: 134–144.



- Baiser, B., Olden, J.D., Record, S., Lockwood, J.L. & McKinney, M.L. 2012. Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 279: 4772–4777.
- Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S. & Bouché-Pillon, S. 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning* 132: 79–88.
- Bossu, A., Marco, A., Manel, S. & Bertaudière-Montes, V. 2014. Effects of built landscape on taxonomic homogenization: Two case studies of private gardens in the French Mediterranean. *Landscape and Urban Planning* 129: 12–21.
- Brice, M.H., Bergeron, A. & Pellerin, S. 2014. Liana distribution in response to urbanization in temperate forests. *Écoscience* 21: 104–113.
- Brice, M.H., Pellerin, S. & Poulin, M. 2017. Does urbanization lead to taxonomic and functional homogenization in riparian forests? *Diversity and Distributions* 23: 828–840.
- Brouillet, L., Coursol, F. Meades, S.J., Belisle, P & Desmet, P. 2010. VASCAN, the Database of Vascular Plants of Canada. Available at: <http://data.canadensys.net/vascan> (accessed 01 May 2014)
- Cailliez, F. 1983. The analytical solution of the additive constant problem. *Psychometrika* 48: 305–308.
- Carretero, E.E.M. 2010. The synanthropic flora in the Mendoza (Argentina) urban area. *Urban ecosystems* 13: 237–242.
- Celesti-Grapow, L., Pyšek, P., Jarošík, V. & Blasi, C. 2006. Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. *Diversity and Distributions* 12: 490–501.
- Cervelli, E.W., Lundholm, J.T. & Du, X. 2013. Spontaneous urban vegetation and habitat heterogeneity in Xi'an, China. *Landscape and urban planning* 120: 25–33.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L. & Dinetti, M. 2006. Avifauna homogenisation by urbanization: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127: 336–344.
- Czerniawska-Kusza, I., Kusza, G. & Dużyński, M. 2004. Effect of deicing salts on urban soils and health status of roadside trees in the Opole region. *Environmental Toxicology* 19: 296–301.
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C. & Williamson, M. 2007. The horticultural trade and ornamental plant invasions in Britain. *Conservation Biology* 21: 224–231.
- Devictor, V., Van Swaay, C., Brereton, T., Chamberlain, D., Heliölä, J., Herrando, S., Julliard, R., Kuussaari, M., Lindström, A., (...) & Jiguet, F. 2012. Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scale. *Nature Climate Change* 2: 121–124.

- Dolan, R.W., Moore, M.E. & Stephens, J.D. 2011. Documenting effects of urbanization on flora using herbarium records. *Journal of Ecology* 99: 1055–1062.
- Duncan, R.P., Clemants, S.E., Corlett, R.T., Hahs, A.K., McCarthy, M.A., McDonnell, M.J., Schwartz, M.W., Thompson, K. & Williams, N.S. 2011. Plant traits and extinction in urban areas: a meta-analysis of 11 cities. *Global Ecology and Biogeography* 20: 509–519.
- Dupras, J., Marull, J., Parcerisas, L., Coll, F., Gonzalez, A., Girard, M. & Tello, E. 2016. The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. *Environmental Science & Policy* 58: 61–73.
- Environment Canada. 2013. Canadian climate normals or average 1971-2000. Available at: [http://climat.meteo.gc.ca/climate\\_normals/index\\_f.html](http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html) (accessed 30 March 2017).
- Garnier, E., Lavorel, S., Ansquer, P., Castro, H., Cruz, P., Dolezal, J., Eriksson, O., Fortunel, C., Freitas, H., Golodets, C. & Grigulis, K. 2007. Assessing the effects of land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: A standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Annals of Botany* 99: 967–985.
- Godefroid, S., Monbaliu, D. & Koedam, N. 2007. The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape and Urban Planning* 80: 45–55.
- Gong, C., Chen, J. & Yu, S. 2013. Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces. *Landscape and Urban Planning* 120: 158–169.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology* 25: 1965–1978.
- Hilty, D.J. 2010. Illinois Wildflowers. Available at: <http://www.illinoiswildflowers.info> (accessed in February 2016).
- Hintze, C., Heydel, F., Hoppe, C., Cunze, S., König, A. & Tackenberg, O. 2013. D<sup>3</sup>: The Dispersal and Diaspore Database. Available at: <http://www.seed-dispersal.info> (accessed in February 2016).
- Johnson, A.L., Tauzer, E.C. & Swan, C.M. 2015. Human legacies differentially organize functional and phylogenetic diversity of urban herbaceous plant communities at multiple spatial scales. *Applied Vegetation Science* 18: 513–527.
- Kartesz, J.T. 2015. The Biota of North America Program (BONAP). Available at: <http://www.bonap.net/tdc> (accessed in February 2016).
- Royal Botanic Garden. 2016. Seed Information Database. Available at: <http://data.kew.org/sid/sidsearch.html> (accessed in February 2016).

- Knapp, S., Kühn, I., Wittig, R., Ozinga, W.A., Poschlod, P. & Klotz, S. 2008. Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies. *Preslia* 80: 375–388.
- Knapp, S., Kühn, I., Stolle, J. & Klotz, S. 2010. Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 235–244.
- Knapp, S. & Wittig, R. 2012. An analysis of temporal homogenisation and differentiation in Central European village floras. *Basic and Applied Ecology* 13: 319–327.
- Knapp, S. & Kühn, I. 2012. Origin matters: widely distributed native and non-native species benefit from different functional traits. *Ecology Letters* 15: 696–703.
- Kühn, I. & Klotz, S. 2006. Urbanization and homogenization—comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological conservation* 127: 292–300.
- Laliberté, E. & P. Legendre. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91: 299–305.
- Laliberté, E., Legendre, P. & B. Shipley. 2014. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0–12.
- Lambdon, P., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P. & Andriopoulos, P. 2008. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101–149.
- LaPaix, R. & Freedman, B. 2010. Vegetation structure and composition within urban parks of Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning* 98: 124–135.
- La Sorte, F.A., McKinney, M.L. & Pyšek, P. 2007. Compositional similarity among urban floras within and across continents: biogeographical consequences of human-mediated biotic interchange. *Global Change Biology* 13: 913–921.
- La Sorte, F.A., Aronson, M.F.J., Williams, N.S.G., Celesti-Grappow, L., Cilliers, S., Clarkson, B.D., Dolan, R.W., Hipp, A., Klotz, S., (...) & Winter, M. 2014. Beta diversity of urban floras among European and non-European cities. *Global Ecology and Biogeography* 23: 769–779.
- Lavoie, C., Jean, M., Delisle, F. & Létourneau, G. 2003. Exotic plant species of the St Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of biogeography* 30: 537–549.
- Lavoie, C., Dufresne, C. & Delisle, F. 2005. The spread of reed canarygrass (*Phalaris arundinacea*) in Québec: a spatio-temporal perspective. *Écoscience* 12: 366–375.
- Lavoie, C., Jodoin, Y., Merlis, D. & Goursaud, A. 2007. How did common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) spread in Quebec? A historical analysis using herbarium records. *Journal of Biogeography* 34: 1751–1761.

- Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N.S.G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A. & Bonis, A. 2008. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! *Functional Ecology* 22: 134–147.
- Legendre, P. & Legendre, L.F. 2012. *Numerical Ecology*. 3rd English ed. Elsevier Science BV, Amsterdam, NL.
- Legendre, P. & De Cáceres, M. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology letters* 16: 951–963.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Kühn, I., Hájek, O., Horáková, V., Pyšek, P. & Tichý, L. 2006. Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 69–81.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Tichý, L., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z. & Řehořek, V. 2012. Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. *Biological Conservation* 145: 179–184.
- Lundholm, J.T. & Marlin, A. 2006. Habitat origins and microhabitat preferences of urban plant species. *Urban Ecosystems* 9: 139–159.
- Magrath, A., Rodríguez Pérez, J., Campbell, M. & Laurance, W.F. 2014. Edge effects shape the spatial distribution of lianas and epiphytic ferns in Australian tropical rain forest fragments. *Applied vegetation science* 17: 754–764.
- Maurer, U., Peschel, T. & Schmitz, S. 2000. The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. *Landscape and Urban Planning* 46: 209–215.
- Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S. & Vesk, P.A. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 19: 423–431.
- McClure, H.E. 1989. What characterizes and urban bird? *Journal of the Yamashina Institute of Ornithology* 21: 178–192.
- McCune, J.L. & Vellend, M. 2013. Gains in native species promote biotic homogenization over four decades in a human-dominated landscape. *Journal of Ecology* 101: 1542–1551.
- McDonald, R.I., Kareiva, P. & Forman, R.T. 2008. The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological Conservation* 141: 1695–1703.
- McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 450–453

- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience* 52: 883–890.
- McKinney, M.L. 2004. Do exotics homogenize or differentiate communities? Roles of sampling and exotic species richness. *Biological Invasions* 6: 495–504.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation* 127: 247–260.
- Meunier, G. & Lavoie, C. 2012. Roads as corridors for invasive plant species: new evidence from smooth bedstraw (*Galium mollugo*). *Invasive Plant Science and Management* 5: 92–100.
- Montréal Metropolitan Community. 2017. Observatoire Grand Montréal. Produits statistiques, Comparaisons Nord Américaines. Available at : <http://cmm.qc.ca/donnees-et-territoire/observatoire-grand-montreal/produits-statistiques/comparaisons-nord-americales/> (accessed in May 2016).
- Naaf, T. & Wulf, M. 2012. Does taxonomic homogenization imply functional homogenization in temperate forest herb layer communities? *Plant Ecology* 213: 431–443.
- Nazarnia, N., Schwick, C. & Jaeger, J.A. 2016. Accelerated urban sprawl in Montreal, Quebec City, and Zurich: Investigating the differences using time series 1951–2011. *Ecological Indicators* 60: 1229–1251.
- Nock, C.A., Paquette, A., Follett, M., Nowak, D.J. & Messier, C. 2013. Effects of urbanization on tree species functional diversity in eastern North America. *Ecosystems* 16: 1487–1497.
- Olden, J.D. & Poff, N.L. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist* 162: 442–460.
- Olden, J.D., Poff, N.L., Douglas, M.R., Douglas, M.E. & Fausch, K.D. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 18–24.
- Olden, J.D. & Rooney, T.P. 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15: 113–120.
- Pellerin, S., Duquesne, T., Omelczuk Walter, C. & Pasquet, S. 2017. La richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac. *Naturaliste Canadien* 141: 15–23.
- Preston, C. D. 2000. Engulfed by suburbia or destroyed by the plough: the ecology of extinction in Middlesex and Cambridgeshire. *Watsonia* 23: 59–82.
- Plants for a future. 2011. Plants for a future database. Available at: <http://www.pfaf.org/user/default.aspx> (accessed in February 2016).
- Pyšek, P. & Richardson, D.M. 2008. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In: Nentwig, W. (ed.) *Biological invasions*, pp. 97–125. Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg, Berlin, DE.

- Qian, H. & Guo, Q. 2010. Linking biotic homogenization to habitat type, invasiveness and growth form of naturalized alien plants in North America. *Diversity and Distributions* 16: 119–125.
- Reed, P.B. 1988. *National list of plant species that occur in wetlands: national summary*. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service [report 88–24], Washington, DC, US.
- Rosenblad, K.C. & Sax, D.F. 2016. A new framework for investigating biotic homogenization and exploring future trajectories: oceanic island plant and bird assemblages as a case study. *Ecography* 39: 1–10.
- Roy, D.B., Hill, M.O. & Rothery, P. 1999. Effects of urban land cover on the local species pool in Britain. *Ecography* 22: 507–517.
- Rudolph, M., Velbert, F., Schwenzfeier, S., Kleinebecker, T. & Klaus, V.H. 2017. Patterns and potentials of plant species richness in high and low maintenance urban grasslands. *Applied Vegetation Science* 20: 18–27.
- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V. & Woolmer, G. 2002. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52: 891–904.
- Sasek, T.H. & Strain, B.R. 1990. Implications of atmospheric CO<sub>2</sub> enrichment and climatic change for the geographical distribution of two introduced vines in the U.S.A. *Climatic Change* 16: 31–51.
- Sax, D.F. & Gaines, S.D. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 561–566.
- Schleicher, A., Biedermann, R. & Kleyer, M. 2011. Dispersal traits determine plant response to habitat connectivity in an urban landscape. *Landscape Ecology* 26: 529–540.
- Small, E., Sadler, J.P. & Telfer, M. 2006. Do landscape factors affect brownfield carabid assemblages? *Science of the total environment* 360: 205–222.
- Smart, S.M., Thompson, K., Marrs, R.H., Le Duc, M.G., Maskell, L.C. & Firbank, L.G. 2006. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 1601: 2659–2665.
- Sonnier, G., Johnson, S.E., Amatangelo, K.L., Rogers, D.A. & Waller, D.M. 2014. Is taxonomic homogenization linked to functional homogenization in temperate forests? *Global Ecology and Biogeography* 23: 894–902.
- Stehlik, I., Caspersen, J.P., Wirth, L.E.A. & Holderegger, R. 2007. Floral free fall in the Swiss lowlands: environmental determinants of local plant extinction in a peri-urban landscape. *Journal of Ecology* 95: 734–744.
- Sudnik-Wójcikowska, B. 1988. Flora synanthropization and anthropopressure zones in a large urban agglomeration (exemplified by Warsaw). *Flora* 180: 259–265.

- Swan, C.M., Johnson, A. & Nowak, D.J. 2017. Differential organization of taxonomic and functional diversity in an urban woody plant metacommunity. *Applied Vegetation Science* 20: 7–17.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Tobias, N. & Monika, W. 2012. Does taxonomic homogenization imply functional homogenization in temperate forest herb layer communities? *Plant Ecology* 213: 431–443.
- Thomas, C.D. 2013. Local diversity stays about the same, regional diversity increases, and global diversity declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110: 19187–19188.
- USDA. 2010. Fire Effects Information System. Available at: <http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/index.html> (accessed in February 2016).
- Valladares, F. & Niinemets, Ü. 2008. Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 237–257.
- Villéger, S., Mason, N.W. & Mouillot, D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89: 2290–2301.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882–892.
- Wang, R.L., Zeng, R.S., Peng, S.L., Chen, B.M., Liang, X.T. & Xin, X.W. 2011. Elevated temperature may accelerate invasive expansion of the liana plant *Ipomoea cairica*. *Weed Research* 51: 574–580.
- Westermann, J.R., von der Lippe, M. & Kowarik, I. 2011. Seed traits, landscape and environmental parameters as predictors of species occurrence in fragmented urban railway habitats. *Basic and Applied Ecology* 12: 29–37.
- Williams, N.S., Morgan, J.W., McDonnell, M.J. & McCarthy, M.A. 2005. Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban–rural gradient. *Journal of Ecology* 93: 1203–1213.
- Williams, N.S., Hahs, A.K. & Vesk, P.A. 2015. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17: 78–86.
- Wittig, R. & Becker, U. 2010. The spontaneous flora around street trees in cities—A striking example for the worldwide homogenization of the flora of urban habitats. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 205: 704–709.

### **Chapitre 3 : Conclusion générale**

Bien que l'urbanisation soit unanimement reconnue comme une des causes majeures de la perte de biodiversité dans le monde (McKinney 2002; Grimm et al. 2008), elle enrichit souvent la flore locale en favorisant l'introduction d'espèces exotiques (McKinney 2008) ce qui entraîne des modifications dans la structure fonctionnelle des communautés (Knapp et al. 2008) et favorise leur homogénéisation biotique (McKinney 2006). Dans le premier chapitre de ce mémoire, nous avons documenté ces phénomènes et démontré l'importance de développer une compréhension de l'homogénéisation à l'échelle locale, où s'appliquent les politiques de gestion du territoire.

Les résultats de l'étude présentée dans le second chapitre réitèrent l'importance de définir une échelle adéquate dans le suivi du processus d'homogénéisation. En effet, les différences de diversité bêta ont principalement été observées à une échelle régionale (entre les communautés métropolitaines) et moins à une échelle locale (à l'intérieur des communautés métropolitaines). Les communautés végétales étaient toujours plus homogènes dans la région la plus urbanisée (Montréal) que dans la région la moins urbanisée (Québec). Notre étude relève également le rôle synergique que jouent les espèces exotiques et le niveau d'artificialisation des habitats dans le processus d'homogénéisation biotique. Tandis que les espèces exotiques étaient responsables de l'homogénéisation taxonomique des friches à Montréal, elles dominaient dans l'ensemble des microhabitats menant à une composition taxonomique similaire entre les deux villes et entre les microhabitats eux-mêmes. Enfin, les résultats obtenus mettent également en lumière le lien entre certains mécanismes d'assemblage des communautés en milieu urbain et le processus d'homogénéisation biotique. S'il est reconnu que les filtres environnementaux associés à l'urbanisation peuvent mener à une similitude dans les traits (homogénéisation fonctionnelle; Lososová et al. 2006; Schleicher et al. 2011; Williams et al. 2015), je n'ai observé cet effet que



dans la fraction exotique des communautés des friches, dont la structure fonctionnelle convergeait vers des traits associés à des adaptations en milieu urbain. Les traits des espèces indigènes, quant à eux, étaient plus variables entre les villes et au sein de celles-ci, et étaient associés à une faible valeur adaptative en ville. La présence d'espèces indigènes démontrant des traits inadaptés à une persistance en milieu urbain pourrait être le produit d'un délai temporel dans la réponse des espèces, un phénomène connu sous le nom de « dette d'extinction » (Tilman et al. 1994). Cette différenciation de la niche écologique entre les espèces longuement établies et les espèces colonisatrices a déjà été mentionnée dans la littérature comme un mécanisme qui pourrait mener à la différenciation de la structure fonctionnelle des communautés en milieu urbain (Pyšek & Richardson 2008; Knapp & Kühn 2012). Cette hypothèse est également en concordance avec l'hypothèse que les espèces colonisatrices tendent à occuper une portion de la niche écologique qui est vide dans la communauté résidente, suite aux changements environnementaux associés aux perturbations anthropiques (Hejda & Bello 2013).

Suivant la ligne directrice de nos principaux résultats, il est possible d'établir des recommandations destinées aux gestionnaires de la biodiversité urbaine, dans une perspective de lutte contre l'homogénéisation biotique. Étant donné que les microhabitats ne sont dominés que par quelques espèces exotiques généralistes, leur potentiel de conservation est peu élevé, et leur cas ne sera pas discuté ici. La recherche fondamentale sur les microhabitats peut cependant valoriser leur rôle dans le verdissement, particulièrement dans la création d'infrastructures vertes autonomes (toits verts, murs végétaux; Ignatieva 2010; Madre et al. 2014).

Les friches sont déjà reconnues dans la littérature comme des refuges potentiels de biodiversité, notamment d'espèces rares (Maurer et al. 2000; Small 2006; Pellerin et al. 2017). Les friches étant généralement issues de l'abandon de terrain, la dynamique de leur création est liée à

des facteurs socioéconomiques complexes (Richter & Weiland 2011). Il en résulte un habitat aux conditions intrinsèques très variables, que ce soit au niveau de leur taille, de leur âge ou de leur microclimat (Small 2006; Godefroid et al. 2007; Muratet et al. 2007; Meffert et al. 2012). Maintenir cette combinaison de facteurs est nécessaire afin d'améliorer le potentiel de conservation de communautés animales ou végétales diversifiées (Bonthoux et al. 2014). Par exemple, la protection de friches d'âge variable permet de cibler des espèces végétales de début et de fin de succession (Schadek et al. 2009), tandis que la conservation de friches de tailles variables permet d'abriter des espèces de milieux ouverts et des espèces priorisant les bordures (Sukopp & Sukopp 1987; Fontaine 2009). De ce fait, le rôle que peuvent jouer les friches dans le maintien de communautés spécifiques dans chacune des localités, à savoir la lutte contre l'homogénéisation biotique, n'est pas à négliger. Bien que nos résultats corroborent ce rôle potentiel (la composition taxonomique et fonctionnelle des espèces indigènes diffère entre les deux villes), les friches sont également le lieu d'établissement de communautés d'espèces exotiques qui contribuent à l'homogénéisation biotique (la faible diversité bêta des friches montréalaises est associée avec une richesse élevée en espèces exotiques). Les bases d'un plan de protection et de valorisation des friches devraient commencer par l'identification d'un ensemble de sites abritant des conditions variables où l'uniformité dans les pratiques d'entretien devrait être évitée (Sukopp & Sukopp 1987; Fontaine 2009). Ensuite, il est nécessaire de prioriser des aménagements qui, d'une part, favorisent le maintien ou l'établissement de populations d'espèces indigènes à la région et, d'autre part, réduisent l'établissement et la propagation des espèces exotiques. Les friches minérales (substrat de croissance composé de bitume, de béton ou de gravas), qui favorisent l'établissement des espèces exotiques (Godefroid et al. 2007), étaient plus fréquentes à Montréal. Des travaux d'excavation visant à retirer la couche de béton en surface pourraient être une méthode

d'aménagement à prioriser pour limiter la propagation des espèces exotiques dans les friches montréalaises. Ces types de travaux peuvent cependant mener à une suppression de la banque de graines, et ce, au détriment d'espèces qui pourraient s'établir dans des successions plus avancées. Si l'utilisation de graines ou de semis de plantes indigènes à la région peut favoriser leur établissement dans les friches (Wittig 1998), le coût de ce type d'intervention est considérable et nécessite un suivi de la survie des individus. Parce que plusieurs espèces indigènes observées dans les friches étaient associées aux milieux humides, la création de zones humides artificielles serait une voie intéressante pour encourager leur établissement. Cependant, certaines espèces exotiques envahissantes pourraient bénéficier de ce type d'aménagement, puisque plusieurs d'entre elles (p. ex.: *Phragmites australis*) prolifèrent dans les milieux humides urbains (Ehrenfeld 2008; Jodoin et al. 2008). Établir des lignes directrices en matière de restauration et de conservation des friches en milieu urbain nécessite non seulement une meilleure cristallisation des connaissances de base sur leur écologie (Harrison & Davies 2002), mais également des études appliquées visant à évaluer le potentiel de divers aménagements et méthodes de gestion.

La conservation et la valorisation des friches urbaines sont d'autant plus complexes qu'elles doivent s'arrimer aux intérêts des différents acteurs du développement urbain (Harrison & Davies 2002). L'augmentation de la demande immobilière favorise la conversion de sites abandonnés en espace bâti (Box & Shirley 1999). De plus, le maintien des friches dans un état d'abandon a un faible niveau d'acceptabilité sociale étant donné leur aspect inesthétique et leur usage social indésirable (Box & Shirley 1999). Ces aspects limitent la conversion des friches en zones de conservation ou de valorisation. Les projets en fiducie foncière sont également à exclure, étant donné que l'entretien fréquent des sites privés par la tonte, qui vise à éviter l'établissement d'espèces ligneuses, s'oppose aux efforts de conservation. Il existe cependant plusieurs exemples

de conversion de friches en parcs urbains ayant un volet de conservation (p. ex. : Montréal, Les amis du champ des possibles 2015; Berlin, Lachmund 2013). Le succès de ces projets réside dans une approche intégrant deux fonctionnalités des espaces verts en ville, soit créer un refuge pour la biodiversité urbaine et favoriser le contact de l'homme avec la nature en investissant dans des aménagements appropriés. Tandis que plusieurs de ces projets sont portés par des groupes citoyens, le rôle des gestionnaires dans ces nouveaux espaces cogérés reste à développer (Harrison & Davies 2002).

## Bibliographie

- Abadie, J.C., Machon, N., Muratet, A. & Porcher, E. 2011. Landscape disturbance causes small-scale functional homogenization, but limited taxonomic homogenization, in plant communities. *Journal of Ecology* 99: 1134–1142.
- Antrop, M. 2004. Landscape change and the urbanization process in Europe. *Landscape and urban planning* 67: 9–26.
- Arnold Jr, C.L. & Gibbons, C.J. 1996. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American planning Association* 62: 243–258.
- Aronson, M.F., La Sorte, F.A., Nilon, C.H., Katti, M., Goddard, M.A., Lepczyk, C.A., Warren, P.S., Williams, N.S., Cilliers, S., Clarkson, B. & Dobbs, C. 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281: 1–8.
- Beauvais, M.P., Pellerin, S. & Lavoie, C. 2016. Beta diversity declines while native plant species richness triples over 35 years in a suburban protected area. *Biological Conservation* 195: 73–81.
- Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S. & Bouché-Pillon, S. 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. *Landscape and Urban Planning* 132: 79–88.
- Bossu, A., Marco, A., Manel, S. & Bertaudière-Montes, V. 2014. Effects of built landscape on taxonomic homogenization: Two case studies of private gardens in the French Mediterranean. *Landscape and Urban Planning* 129: 12–21.
- Box, J., & Shirley, P. 1999. Biodiversity, brownfield sites and housing: The quality of life issues for people and wildlife that often lie unaddressed in the current housing numbers debate. *TOWN AND COUNTRY PLANNING-LONDON-TOWN AND COUNTRY PLANNING ASSOCIATION* 68: 306–309.
- Brice, M.H., Pellerin, S. & Poulin, M. In press. Does urbanization lead to taxonomic and functional homogenization in riparian forests? *Diversity and Distribution*.
- Bright, C. 1998. Life out of bounds: bioinvasion in a borderless world. Norton, New York, US.
- Carretero, E.E.M. 2010. The synanthropic flora in the Mendoza (Argentina) urban area. *Urban ecosystems* 13: 237–242.
- Celesti-Grapow, L. & Blasi, C. 1998. A comparison of the urban flora of different phytoclimatic regions in Italy. *Global Ecology and Biogeography* 7: 367–378.
- Cervelli, E.W., Lundholm, J.T. & Du, X. 2013. Spontaneous urban vegetation and habitat heterogeneity in Xi'an, China. *Landscape and urban planning* 120: 25–33.

- Chase, J. M. & Myers, J. A. 2011. Disentangling the importance of ecological niches from stochastic processes across scales. *Philosophical transactions of the Royal Society B: Biological sciences* 366: 2351–2363.
- Clergeau, P., Croci, S., Jokimäki, J., Kaisanlahti-Jokimäki, M.L. & Dinetti, M. 2006. Avifauna homogenisation by urbanization: analysis at different European latitudes. *Biological Conservation* 127: 336–344.
- Cowie, R.H. 2001. Decline and homogenization of Pacific faunas: the land snails of American Samoa. *Biological Conservation* 99: 207–222.
- Culley, T.M., Weller, S.G. & Sakai, A.K. 2002. The evolution of wind pollination in angiosperms. *Trends Ecology Evolution* 17: 361–369.
- Dehnen-Schmutz, K., Touza, J., Perrings, C. & Williamson, M. 2007. The horticultural trade and ornamental plant invasions in Britain. *Conservation Biology* 21: 224–231.
- Duncan, R.P., Clemants, S.E., Corlett, R.T., Hahs, A.K., McCarthy, M.A., McDonnell, M.J., Schwartz, M.W., Thompson, K. & Williams, N.S. 2011. Plant traits and extinction in urban areas: a meta-analysis of 11 cities. *Global Ecology and Biogeography* 20: 509–519.
- Ehrenfeld, J.G. 2008. Exotic invasive species in urban wetlands: environmental correlates and implications for wetland management. *Journal of Applied Ecology* 45: 1160–1169.
- Escobedo, F.J., Wagner, J.E., Nowak, D.J., De la Maza, C.L., Rodriguez, M. & Crane, D.E. 2008. Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of environmental management* 86: 148–157.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487–515.
- Fontaine, N. 2009. Une nouvelle préoccupation pour la biodiversité urbaine. Available at: [http://www.mamot.gouv.qc.ca/pub/observatoire\\_municipal/veille/](http://www.mamot.gouv.qc.ca/pub/observatoire_municipal/veille/) (accessed 02 April 2017).
- Fuller, R.A., Irvine, K.N., Devine-Wright, P., Warren, P. H. & Gaston, K. J. 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology letters* 3: 390–394.
- Gallagher, F.J., Pechmann, I., Holzapfel, C. & Grabosky, J. 2011. Altered vegetative assemblage trajectories within an urban brownfield. *Environmental Pollution* 159: 1159–1166.
- Gaston, K.J. 2011. Urbanisation. In Gaston, K.J. (ed.) *Urban ecology*, pp. 10–34. Cambridge University Press, NY, US.
- George, K., Ziska, L.H., Bunce, J.A., Quebedeaux, B., Hom, J.L., Wolf, J. & Teasdale, J.R. 2009. Macroclimate associated with urbanization increases the rate of secondary succession from fallow soil. *Oecologia* 159: 637–647.

- Godefroid, S., Monbaliu, D. & Koedam, N. 2007. The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape and Urban Planning* 80: 45–55.
- Gong, C., Chen, J. & Yu, S. 2013. Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces. *Landscape and Urban Planning* 120: 158–169.
- Gregg, J.W., Jones, C.G. & Dawson, T.E. 2003. Urbanization effects on tree growth in the vicinity of New York City. *Nature* 424: 183–187.
- Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E., Redman C.L., Wu J., Bai X., & Briggs J.M. 2008. Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756–760.
- Harrison, C. & Davies, G. 2002. Conserving biodiversity that matters: practitioners' perspectives on brownfield development and urban nature conservation in London. *Journal of Environmental Management* 65: 95–108.
- Hejda, M. & Bello, F. 2013. Impact of plant invasions on functional diversity in the vegetation of Central Europe. *Journal of Vegetation Science* 24: 890–897.
- Hulme, P.E., Pyšek, P. & Duncan, R.P. 2011. Don't be fooled by a name: a reply to Thompson and Davis. *Trends in Ecology and Evolution Letters* 26: 318.
- Ignatieva, M. 2010. Design and future of urban biodiversity. *Urban biodiversity and design* 118–144.
- Jim, C.Y. 1998. Urban soil characteristics and limitations for landscape planting in Hong Kong. *Landscape and Urban Planning* 40: 235–249.
- Jodoin, Y., Lavoie, C., Villeneuve, P., Theriault, M., Beaulieu, J. & Belzile, F. 2008. Highways as corridors and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada. *Journal of Applied Ecology* 45: 459–466.
- Johnson, A.L., Tauzer, E.C. & Swan, C.M. 2015. Human legacies differentially organize functional and phylogenetic diversity of urban herbaceous plant communities at multiple spatial scales. *Applied Vegetation Science* 18: 513–527.
- Kahn Jr., P.H. 2002. Children's affiliations with nature: structure, development, and the problem of environmental generational amnesia. In: Kahn Jr., P.H., Kellert, S.R. (eds.) *Children and Nature: Psychological, Sociocultural, and Evolutionary Investigations*, pp. 93–116. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, US.
- Kinzig A.P., Grove J.M. 2001. Urban-suburban ecology. In: Levin, S.A. (ed.) *Encyclopedia of biodiversity*, pp 733–745. Academic Press, San Diego, US.
- Knapp, S., Kühn, I., Wittig, R., Ozinga, W.A., Poschlod, P. & Klotz, S. 2008. Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies. *Preslia* 80: 375–388.

- Knapp, S., Kühn, I., Bakker, J. P., Kleyer, M., Klotz, S., Ozinga, W.A., Poschlod, P., Thompson, K., Thuiller, W. and Römermann, C. 2009. How species traits and affinity to urban land use control large-scale species frequency. *Diversity and Distributions* 15: 533–546.
- Knapp, S., Kühn, I., Stolle, J. & Klotz, S. 2010. Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 235–244.
- Knapp, S. & Wittig, R. 2012. An analysis of temporal homogenisation and differentiation in Central European village floras. *Basic and Applied Ecology* 13: 319–327.
- Knapp, S. & Kühn, I. 2012. Origin matters: widely distributed native and non-native species benefit from different functional traits. *Ecology Letters* 15: 696–703.
- Kowarik, I. & Langer, A. 2005. NaturPark Südgelände: Linking conservation and recreation in an abandoned railyard in Berlin. In: Kowarik, I., Körner, S. (eds.) *Wild urban woodlands*, pp. 287–299. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Germany.
- Kowarik, I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159: 1974–1983.
- Kühn, I. & Klotz, S. 2006. Urbanization and homogenization—comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological conservation* 127: 292–300.
- Kuo, F. E. 2001. Coping with poverty: Impacts of environment and attention in the inner city. *Environment and behavior* 33: 5–34.
- Lachmund, J. 2013. Greening Berlin: The Co-Production of Science, Politics, and Urban Nature. Available at: <http://www.jstor.org/stable/j.ctt5vjrr7> (accessed 03 March 2017).
- Lambdon, P., Pyšek, P., Basnou, C., Hejda, M., Arianoutsou, M., Essl, F., Jarošík, V., Pergl, J., Winter, M., Anastasiu, P. & Andriopoulos, P. 2008. Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. *Preslia* 80: 101–149.
- LaPaix, R. & Freedman, B. 2010. Vegetation structure and composition within urban parks of Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning* 98: 124–135.
- Larson, D. W., Matthes, U. & Kelly, P.E. 2000. *Cliff Ecology: Pattern and Process in Cliff Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Larson, D., Matthes, U., Kelly, P.E., Lundholm, J. & Gerrath, J. 2004. *The urban cliff revolution*. Fitzhenry and Whiteside, Markham, Ontario, CA.
- La Sorte, F.A., McKinney, M.L. & Pyšek, P. 2007. Compositional similarity among urban floras within and across continents: biogeographical consequences of human-mediated biotic interchange. *Global Change Biology* 13: 913–921.



- La Sorte, F.A., McKinney, M.L., Pyšek, P., Klotz, S., Rapson, G. L., Celesti-Grapow, L. & Thompson, K. 2008. Distance decay of similarity among European urban floras: the impact of anthropogenic activities on  $\beta$  diversity. *Global Ecology and Biogeography* 17: 363–371.
- Li, D. & Waller, D. 2015. Drivers of observed biotic homogenization in pine barrens of central Wisconsin. *Ecology* 96: 1030–1041.
- Lockwood, J.L., & McKinney, M.L. 2001. Biotic homogenization. Kluwer Academic/Plenum, New York, US.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I. & Callaway, R.M. 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107: 433–438.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Kühn, I., Hájek, O., Horáková, V., Pyšek, P. & Tichý, L. 2006. Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. Perspectives in Plant Ecology, *Evolution and Systematics* 8: 69–81.
- Lososová, Z., Chytrý, M., Danihelka, J., Tichý, L. & Ricotta, C. 2016. Biotic homogenization of urban floras by alien species: the role of species turnover and richness differences. *Journal of Vegetation Science* 27: 452–459.
- Lundholm, J.T. & Marlin, A. 2006. Habitat origins and microhabitat preferences of urban plant species. *Urban Ecosystems* 9: 139–159.
- Lundholm, J. 2011. Vegetation of urban hard surfaces. *Urban ecology: Patterns, processes, and applications*: 93–102.
- MacArthur, R. & Levins, R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *American naturalist* 101: 377–385.
- Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. 2014. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: first insights from a large-scale sampling. *Landscape and urban Planning* 122: 100-107.
- Marr, K., Fyles, H. & Hendershot, W. 1999. Trace metals in Montreal urban soils and the leaves of *Taraxacum officinale*. *Canadian journal of soil science* 79: 385–387.
- Maurer, U., Peschel, T. & Schmitz, S. 2000. The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. *Landscape and Urban Planning* 46: 209–215.
- Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S. & Vesk, P.A. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 19: 423–431.

- McCune, J.L. & Vellend, M. 2013. Gains in native species promote biotic homogenization over four decades in a human-dominated landscape. *Journal of Ecology* 101: 1542–1551.
- McDonnell, M.J. & Hahs, A.K. 2008. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landscape Ecology* 23: 1143–1155.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. & Westoby, M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 178–185.
- McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution* 14: 450–453.
- McKinney, M.L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience* 52: 883–890.
- McKinney, M.L. 2004. Do exotics homogenize or differentiate communities? Roles of sampling and exotic species richness. *Biological Invasions* 6: 495–504.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation* 127: 247–260.
- McKinney, M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems* 11: 161–176.
- Meffert, P.J., Marzluff, J. M. & Dziock, F. 2012. Unintentional habitats: value of a city for the wheatear (*Oenanthe oenanthe*). *Landscape and Urban Planning* 108: 49–56.
- Miller, J.R. 2006. Restoration, reconciliation, and reconnecting with nature nearby. *Biological Conservation* 127: 356–361.
- Muratet, A., Machon, N., Jiguet, F., Moret, J. & Porcher, E. 2007. The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the Greater Paris Area, France. *Ecosystems* 10: 661–671.
- Naaf, T. & Wulf, M. 2012. Does taxonomic homogenization imply functional homogenization in temperate forest herb layer communities? *Plant Ecology* 213: 431–443.
- Neil, K. & Wu, J. 2006. Effects of urbanization on plant flowering phenology: A review. *Urban Ecosystems* 9: 243–257.
- Nowak, D.J., Crane, D.E. & Stevens, J.C. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening* 4: 115–123.
- Olden, J.D. & Poff, N.L. 2003. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. *The American Naturalist* 162: 442–460.
- Olden, J.D. & Poff, N.L. 2004. Clarifying biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 283–284.

- Olden, J.D. 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography* 33: 2027–2039.
- Ozinga, W.A., Schaminée, J.H., Bekker, R.M., Bonn, S., Poschlod, P., Tackenberg, O., Bakker, J. & Groenendael, J.M.V. 2005. Predictability of plant species composition from environmental conditions is constrained by dispersal limitation. *Oikos* 108: 555–561.
- Pataki, D.E., Carreiro, M.M., Cherrier, J., Grulke, N.E., Jennings, V., Pincetl, S., Pouyat, R.V., Whitlow, T.H. & Zipperer, W.C. 2011. Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 27–36.
- Paul, M.J. & Meyer, J.L. 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 333–365.
- Pellerin, S., Duquesne, T., Omelczuk Walter, C. & Pasquet, S. 2017. La richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac. *Naturaliste Canadien* 141: 15–23.
- Les Amis du Champ des Possibles. 2015. Plan d'aménagement du Champ des possibles. Available at: <https://amisduchamp.files.wordpress.com/2015/04/plan-amc3a9nagement-2015.pdf> (accessed 25 March 2017).
- Pokorny, M.L., Sheley, R.L., Zabinski, C.A., Engel, R.E., Svejcar, T.J. & Borkowski, J.J. 2005. Plant functional group diversity as a mechanism for invasion resistance. *Restoration Ecology* 13: 448–459.
- Pyšek, P. & Richardson, D.M. 2008. Traits associated with invasiveness in alien plants: where do we stand? In: Nentwig, W. (eds.) *Biological invasions*, pp. 97–125. Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg, Berlin, DE.
- Qian, H. & Ricklefs, R.E. 2006. The role of exotic species in homogenizing the North American flora. *Ecology Letters* 12: 1293–1298.
- Qian, H. & Guo, Q. 2010. Linking biotic homogenization to habitat type, invasiveness and growth form of naturalized alien plants in North America. *Diversity and Distributions* 16: 119–125.
- Richter, M., & Weiland, U. 2011. *Applied urban ecology: a global framework*. John Wiley & Sons.
- Ricotta, C., La Sorte, F.A., Pyšek, P., Rapson, G.L., Celesti-Grapow, L. & Thompson, K. 2012. Phylogenetic beta diversity of native and alien species in European urban floras. *Global Ecology and Biogeography* 21: 751–759.
- Rogers, D.A., Rooney, T.P., Hawbaker, T.J., Radeloff, V.C. & Waller, D.M. 2009. Paying the extinction debt in southern Wisconsin forest understories. *Conservation Biology* 23: 1497–1506.

- Rooney, T.P., Olden, J.D., Leach, M.K. & Rogers, D.A. 2007. Biotic homogenization and conservation prioritization. *Biological Conservation* 134: 447–450.
- Rosenblad, K.C. & Sax, D.F. 2016. A new framework for investigating biotic homogenization and exploring future trajectories: oceanic island plant and bird assemblages as a case study. *Ecography* 39: 1–10.
- Roy, D.B., Hill, M.O. & Rothery, P. 1999. Effects of urban land cover on the local species pool in Britain. *Ecography* 22: 507–517.
- Sarnat, J.A., Schwartz, J., & Suh, H.H. 2001. Fine particulate air pollution and mortality in 20 US cities. *New England Journal of Medicine* 343: 1742–1749.
- Sax, D.F. & Gaines, S.D. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 561–566.
- Schadek, U., Strauss, B., Biedermann, R. & Kleyer, M. 2009. Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to successional age. *Urban Ecosystems* 12: 115–126.
- Schleicher, A., Biedermann, R. & Kleyer, M. 2011. Dispersal traits determine plant response to habitat connectivity in an urban landscape. *Landscape Ecology* 26: 529–540.
- Schwartz, M.W., Thorne, J.H. & Viers, J.H. 2006. Biotic homogenization of the California flora in urban and urbanizing regions. *Biological Conservation* 127: 282–291.
- Sieghardt, M., Mursch-Radlgruber, E., Paoletti, E., Couenberg, E., Dimitrakopoulos, A., Rego, F., Hatzistathis, A. & Randrup, T. B. 2005. The abiotic urban environment: impact of urban growing conditions on urban vegetation. In: Konijnendijk, C., Nilsson, K., Randrup, T. & Schipperijn, J. (eds.) *Urban forests and trees*, pp. 281–323. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Germany.
- Small, E., Sadler, J.P. & Telfer, M. 2006. Do landscape factors affect brownfield carabid assemblages?. *Science of the total environment* 360: 205–222.
- Smart, S.M., Thompson, K., Marrs, R.H., Le Duc, M.G., Maskell, L.C. & Firbank, L.G. 2006. Biotic homogenization and changes in species diversity across human-modified ecosystems. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 1601: 2659–2665.
- Sonnier, G., Johnson, S.E., Amatangelo, K.L., Rogers, D.A. & Waller, D.M. 2014. Is taxonomic homogenization linked to functional homogenization in temperate forests? *Global Ecology and Biogeography* 23: 894–902.
- Sukopp, H., Sukopp, U. 1987. Leitlinien für den Naturschutz in Städten Zentraleuropas. In: Miyawaki, A., Bogenrieder, A., Okuda, S. & White, J. (eds.) *Vegetation Ecology and Creation of New Environments*, pp. 347–355. Tokai University Press, Tokyo, Japan.

- Sukopp H. 1998. Urban ecology: scientific and practical aspects. In: Breuste, J., Feldmann, H. & Uhlmann, O. (eds) *Urban ecology*, pp 3–16. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Sukopp, H. 2004. Human-caused impact on preserved vegetation. *Landscape and urban planning* 68: 347–355.
- Swan, C. M., Johnson, A. & Nowak, D. J. 2017. Differential organization of taxonomic and functional diversity in an urban woody plant metacommunity. *Applied Vegetation Science* 20: 7–17.
- Taylor, P.D., Fahrig, L., & With, K.A. 2006. Landscape connectivity: A return to the basics. In Crooks, K.R. & Sanjayan, M. (eds.) *Connectivity conservation*, pp. 29–43. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Thompson, K. & Davis, M.A. 2011. Why research on traits of invasive plants tells us very little. *Trends in ecology & evolution* 26: 155–156.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L. & Nowak, M.A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65–66.
- Tobias, N. & Monika, W. 2012. Does taxonomic homogenization imply functional homogenization in temperate forest herb layer communities? *Plant Ecology* 213: 431–443.
- Tredici, P.D. 2010. Spontaneous urban vegetation: reflections of change in a globalized world. *Nature and Culture* 5: 299–315.
- Trentanovi, G., Lippe, M., Sitzia, T., Ziechmann, U., Kowarik, I. & Cierjacks, A. 2013. Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Diversity and Distributions* 19: 738–748.
- United Nations. 2012. *World Urbanization Prospects, the 2011 Revision*. Department of Economic and Social Affairs, Population Division. NY, USA.
- Veron, J. 2007. La moitié de la population mondiale vit en ville. *Populations et société* 435: 1–4.
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882–892.
- Walters, D.M., Leigh, D.S. & Bearden, A.B. 2003. Urbanization, sedimentation, and the homogenization of fish assemblages in the Etowah River Basin, USA. *Hydrobiologia* 494: 5–10.
- Westermann, J.R., von der Lippe, M. & Kowarik, I. 2011. Seed traits, landscape and environmental parameters as predictors of species occurrence in fragmented urban railway habitats. *Basic and Applied Ecology* 12: 29–37.
- Williams, N.S., Hahs, A.K. & Vesk, P.A. 2015. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17: 78–86.

- Williams, N.S., Morgan, J.W., McDonnell, M.J. & McCarthy, M.A. 2005. Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban–rural gradient. *Journal of Ecology* 93: 1203–1213.
- Whittaker, R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 213–251.
- Wittig, R. 2002. *Siedlungsvegetation: 40 Tabellen*. Ulmer.
- Wittig, R. 1998. Urban development and the integration of nature: reality or fiction?. In: Breuste, J., Feldmann H. & Uhlmann, O. (eds.) *Urban ecology*, pp. 593–599. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Germany.
- Wittig, R. & Becker, U. 2010. The spontaneous flora around street trees in cities—A striking example for the worldwide homogenization of the flora of urban habitats. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 205: 704–709.
- Xu, K., Ye, W., Cao, H., Deng, X., Yang, Q. & Zhang, Y. 2004. The role of diversity and functional traits of species in community invasibility. *Botanical Bulletin of Academia Sinica* 45: 149–157.

## Appendix A

### Définitions méthodologiques des traits fonctionnels

L'étude de la structure fonctionnelle des communautés urbaines est effectuée en utilisant trois types de descripteurs des attributs de la végétation; 1) les indices de niches réalisés, 2) les types fonctionnels et 3) les traits fonctionnels stricts. L'objectif de cette section est de décrire l'usage et les limites de ces trois types de descripteurs.

Les indices de niches réalisées sont basés sur le principe que les espèces végétales sont associées à un intervalle particulier de conditions pouvant être déterminé par leur pic d'abondance le long des gradients environnementaux (Smart 2000). Le système le plus utilisé, les valeurs indicatrices d'Ellenberg, consiste en une classification ordinaire de la niche réalisée de la flore d'Europe centrale le long des gradients d'humidité, de température, de nutriments et de pH. Bien que ces indices aient permis d'interpréter plusieurs processus écologiques (van der Maarel et al. 1958; Hill & Carey 1997; Thimonier et al. 1994), leur utilisation est limitée dans la zone où ils sont définis, probablement parce que la niche réalisée des espèces est en partie définie par la composition des communautés locales (Godefroid & Dana 2007). Cependant, les indices de niche réalisés sont de bons indicateurs pour décrire une suite de traits adaptés à l'action de plusieurs filtres (Williams et al. 2015), ce qui peut s'avérer être un avantage dans l'interprétation écologique des résultats.

L'approche par trait stricte (trait pouvant être mesuré sur un individu) peut être utilisée pour prédire les abondances relatives des différentes espèces au sein d'une communauté (Shipley 2010) ou expliquer la distribution d'espèces le long de gradients bioclimatiques (Thuiller et al. 2004). Certains traits fonctionnels ont l'avantage d'être informatifs sur plusieurs fonctions. Par

exemple, la surface foliaire spécifique est reconnue comme indicateur de plusieurs traits et reflète bien la stratégie d'acquisition des ressources d'une plante (Wright et al. 2004). Cependant, parce que certains traits co-varient entre eux, ils ne sont pas indépendants (Grime et al. 1997) ce qui peut complexifier l'interprétation des effets de filtrage environnemental. De plus, les études effectuant des mesures de traits stricts sur le terrain sont peu nombreuses, l'utilisation de base de données avec des valeurs de traits pondérés par espèce étant moins coûteuse. Cette méthode ne permet pas de tenir compte de la variation interspécifique des traits (VIT). La VIT met en place des mécanismes favorisant la coexistence des espèces au sein d'une niche (Ashton et al. 2010). Elle pourrait s'avérer particulièrement importante dans le succès de colonisation des plantes envahissantes en milieu urbain, puisqu'une VIT élevée est une caractéristique des espèces généralistes (Sultan 2000; Valladares et al. 2007; Davidson et al. 2011).

Les types fonctionnels correspondent à un regroupement d'espèces possédant des attributs fonctionnels similaires qui ne peuvent pas nécessairement être mesurés. Nommons par exemple, les types photosynthétiques (C3, C4, CAM), la possibilité de fixer l'azote ou la classification de Raunkiaer (Lavorel et al. 1997). Bien que les types fonctionnels soient peu informatifs pour une grande partie des fonctions qui est couverte par l'approche fonctionnelle stricte (Garnier & Navas 2013), certains attributs fonctionnels essentiels ne se traduisent pas morphologiquement (par exemple au niveau métabolique) et ne peuvent pas être résumés par une suite de traits (Box 1996). Les traits fonctionnels stricts ne peuvent pas être traités indépendamment puisqu'ils co-varient entre eux (Grime et al. 1997). Certains types fonctionnels sont l'expression de ces covariations (Raunkiaer 1934) et peuvent donc servir à contextualiser les traits pour leur donner un sens biologique. Dans cette mesure, les deux approches de classification sont complémentaires ce qui



explique sans doute que les types fonctionnels soient encore utilisés dans les études d'assemblages en milieu urbain.

## Références

- Ashton, I.W., Miller, A.E., Bowman, W.D. & Suding, K.N. 2010. Niche complementarity due to plasticity in resource use: plant partitioning of chemical N forms. *Ecology* 91: 3252–3260.
- Box, E.O. 1996. Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science* 7: 309–320.
- Davidson, A.M., Jennions, M. & Nicotra, A.B. 2011. Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis. *Ecology letters* 14: 419–431.
- Garnier, E. & Navas, M. L. 2013. *Diversité fonctionnelle des plantes*. De Boeck, Bruxelles, Belgium.
- Godefroid, S. & Dana, E.D. 2007. Can Ellenberg's indicator values for Mediterranean plants be used outside their region of definition?. *Journal of Biogeography* 34: 62–68.
- Grime, J.P., Thompson, K., Hunt, R., Hodgson, J.G., Cornelissen, J.H.C., Rorison, I.H., Hendry, G.A.F., Ashenden, T.W., Askew, A.P., (...) & Whitehouse, J. 1997. Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. *Oikos* 79: 259–281.
- Hill, M.O. & Carey, P.D. 1997. Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. *Journal of Vegetation Science* 8: 579–586.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., & Forbes, T.D.A. 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 12: 474–478.
- Raunkiaer, C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography; being the collected papers of C. Raunkiaer*. Oxford University Press. Oxford, UK.
- Shipley, B. 2010. *From plant traits to vegetation structure: chance and selection in the assembly of ecological communities*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Smart, S.M. 2000. Ecological assessment of vegetation from a nature reserve using regional reference data and indicator scores. *Biodiversity & Conservation* 9: 811–832.
- Sultan, S.E. 2000. Phenotypic plasticity for plant development, function and life history. *Trends in plant science* 5: 537–542.
- Thimonier, A., Dupouey, J.L., Bost, F. & Becker, M. 1994. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. *New Phytologist* 126: 533–539.

- Thuiller, W., Lavorel, S., Midgley, G.U.Y., Lavergne, S. & Rebelo, T. 2004. Relating plant traits and species distributions along bioclimatic gradients for 88 *Leucadendron* taxa. *Ecology* 85: 1688–1699.
- Valladares, F. & Niinemets, Ü. 2008. Shade tolerance, a key plant feature of complex nature and consequences. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39: 237–257.
- van der Maarel, E., Boot, R., van Dorp, D. & Rijntjes, J. 1985. Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, The Netherlands; a comparison of the vegetation in 1959 and 1980. *Vegetatio* 58: 137–187.
- Williams, N.S., Hahs, A.K. & Vesk, P.A. 2015. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 17: 78–86.
- Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., (...) & Flexas, J. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428: 821–827.

## Appendix B

Coordonnées géographiques des 131 friches et des 709 microhabitats échantillonnés. Datum : NAD83 UTM, Montréal= Zone 18, Québec= Zone 19.

Haies – Montréal								
Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude
4vent1	629579	5049149	felixleclerc1	615967	5041213	ndfatima1	611039	5055760
amma1	622963	5076448	fleursoleil1	610594	5059071	notredame1	639342	5044168
aquarelle1	593602	5049996	franper1	581275	5027102	odysee1	612263	5027764
arc1	602024	5046237	gastonpill	590286	5051670	oree1	601355	5068792
atelier1	605840	5047237	geaibleu1	599359	5069902	paulchagnon1	622995	5040122
aubier1	600276	5067996	harmojeun1	593503	5069386	paulcomptois1	600051	5050303
beacon1	590823	5032016	harmonie1	596973	5043774	pepin1	593556	5047639
bedford1	606731	5040158	harmony1	601156	5022365	petitcastor1	619268	5043523
bienville1	608472	5048785	iber1	622250	5037608	petitprince1	593471	5048667
boisjoli1	603811	5050951	jeannicolet1	607346	5050493	ped1	610768	5041862
boisliesse1	594964	5038468	jeanxxiii1	604821	5051623	sansfron1	610655	5045285
bour1	613133	5028264	jesusmarie1	588355	5017059	source1	589658	5045681
cardleger1	613389	5051958	johncaboto1	605435	5043886	standre1	603802	5044455
champlain1	613286	5042705	laberge1	599708	5025033	stanthonyl	587301	5034293
charbru1	597265	5052587	lande1	611681	5044858	stbarth1	608423	5045534
charle1	617829	5064602	laurent1	619311	5034431	stcharles1	588658	5036152
chene1	605652	5063183	laurier1	610308	5043007	stdonat1	614112	5048824
chrroi1	620115	5040945	maisonneuve1	613891	5045625	stebea1	598191	5053420
coeur1	583280	5048350	marcfavreau1	606701	5036035	steodile1	600944	5043145
dauver1	610591	5048406	marie1	633051	5033453	stetienne1	609585	5043428
delenvole1	585638	5059037	mariesoleil1	593835	5061354	stisaac1	605950	5045893
ecolestjoseph1	598346	5018737	mauridup1	619200	5039715	stjeanbap1	613180	5044901
eliball1	605263	5034276	merton1	605258	5036322	stjoseph1	619967	5038662
enfantmonde1	599638	5041019	mesanges1	586189	5043379	stlouis1	622580	5075464
enfantsoleil1	602226	5041229	mgg1	628722	5042205	stmarcell1	616854	5056363
envole1	595338	5048960	miche1	611531	5056113	stpaul1	604505	5045968
escale1	610104	5057995	mosa1	604281	5035281	terryfox1	598532	5053097
etoilefilante1	608251	5036509	moulin1	623032	5070251	tournesol1	594331	5058241
explol	599317	5050853	ndassomption1	612969	5044240	victorlavigne1	608381	5049795

## Appendix B. Suite

Bords de murs – Montréal								
Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude
4vent2	629534	5049017	felixleclerc2	616058	5041399	ndfatima2	611027	5055843
amma2	622948	5076495	fleursoleil2	610959	5058368	notredame2	639711	5044558
aquarelle2	593521	5050062	franper2	581366	5027174	odysee2	612271	5027753
arc2	601931	5046323	gastonpil2	590182	5051708	oree2	601353	5068924
atelier2	606088	5047956	geaibleu2	599295	5069916	paulchagnon2	623247	5040113
aubier2	600244	5067984	harmojeun2	593513	5069318	paulcomptois2	599991	5050334
beacon2	590839	5031965	harmonie2	596926	5043595	pepin2	593675	5047629
bedford2	606720	5040184	harmony2	600912	5022324	petitcastor2	619044	5043208
bienville2	607464	5048710	iber2	622125	5037616	petitprince2	593487	5048512
boisjoli2	603741	5050948	jeannicolet2	607272	5050822	pied2	610767	5041842
boisliesse2	594867	5038503	jeanxxiii2	604828	5051649	sansfron2	610553	5045219
bour2	613266	5028256	jesusmarie2	588017	5018181	source2	589469	5045776
cardleger2	613264	5051840	johncaboto2	605474	5043797	standre2	603787	5044484
champlain2	613138	5042646	laberge2	599941	5025060	stanthony2	587329	5034475
charbru2	597257	5052640	lande2	611562	5044811	stbarth2	608693	5045253
charle2	617830	5064585	laurent2	619128	5034444	stcharles2	588647	5036120
chene2	605363	5062936	laurier2	610233	5042916	stebea2	598198	5053475
chrroi2	620121	5040985	maisonneuve2	614138	5045368	stecol2	606868	5051554
coeur2	583258	5048392	marcfavreau2	606642	5035954	steodile2	600910	5043178
dauver2	610678	5048533	marie2	633172	5033466	stetienne2	609624	5043479
delenvole2	585575	5058924	mariesoleil2	593845	5061230	stisaac2	605913	5045974
ecolestjoseph2	598525	5018186	mauridup2	619346	5039689	stjeanbap2	613362	5045347
eliball2	605235	5034299	merton2	605366	5036310	stjoseph2	619811	5038628
enfantmonde2	599546	5040954	mesanges2	586119	5043385	stlouis2	622572	5075606
enfantsoleil2	602257	5041545	mgg2	628785	5042328	stmarcel2	616988	5056342
envole2	595311	5048915	miche2	611521	5056202	stpaul2	604414	5046072
escale2	610082	5057940	mosa2	604257	5035292	terryfox2	598532	5053149
etoilefilante2	608301	5036412	moulin2	623013	5070215	tournesol2	594259	5058295
explo2	599324	5050808	ndassomption2	613122	5044188	victorlavigne2	608336	5049705

## Appendix B. Suite

Clôtures entretenues – Montréal								
Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude
4vent3	629593	5049048	felixleclerc3	616044	5041298	ndfatima3	611020	5055890
amma3	622964	5076513	fleursoleil3	611005	5058358	notredame3	639848	5044528
aquarelle3	593487	5050029	franper3	581367	5027121	odysee3	612323	5027747
arc3	601979	5046267	gastonpil3	590255	5051724	oree3	601327	5068905
atelier3	606032	5048032	geaibleu3	599261	5069950	paulchagnon3	623202	5040152
aubier3	600216	5067904	harmojeun3	593578	5069336	paulcomptois3	600008	5050267
beacon3	590833	5031979	harmonie3	596890	5043583	pepin3	593698	5047597
bedford3	606761	5040203	harmony3	600974	5022306	petitcastor3	6191122	5043298
bienville3	607375	5048715	iber3	622185	5037615	petitprince3	593390	5048564
boisjoli3	603655	5050978	jeannicolet3	607256	5050825	pied3	610826	5041805
boisliesse3	594941	5038443	jeanxxiii3	604719	5051701	sansfron3	610693	5045331
bour3	613222	5028243	jesusmarie3	588018	5018135	source3	589519	5045809
cardleger3	613226	5051976	johncaboto3	605613	5043719	standre3	603725	5044540
champlain3	613102	5042587	laberge3	599934	5025037	stanthony3	587360	5034488
charbru3	597273	5052614	lande3	611652	5044870	stbarth3	608650	5045269
charle3	617770	5064616	laurent3	619237	5034524	stcharles3	588647	5036106
chene3	605343	5062902	laurier3	610245	5042984	stebea3	598179	5053439
chrroi3	620169	5041002	maisonneuve3	614098	5045324	stecol3	606969	5051508
coeur3	583271	5048396	marcfavreau3	606648	5035975	steodile3	600909	5043187
dauver3	610634	5048543	marie3	633190	5033419	stetienne3	609572	5043490
delenvole3	585599	5058987	mariesoleil3	593899	5061210	stisaac3	605936	5045975
ecolestjoseph3	598523	5018170	mauridup3	619294	5039721	stjeanbap3	613410	5045335
eliball3	605122	5034322	merton3	605259	5036262	stjoseph3	619911	5038608
enfantmonde3	599492	5040967	mesanges3	586108	5043442	stlouis3	622638	5075599
enfantsoleil3	602177	5041490	mgg3	628701	5042282	stmarcel3	616692	5055734
envole3	595328	5048876	miche3	611515	5056213	stpaul3	604448	5046013
escale3	610158	5057891	mosa3	604271	5035340	terryfox3	598453	5053096
etoilefilante3	608214	5036420	moulin3	623043	5070303	tournesol3	594294	5058313
explo3	599408	5050801	ndassomption3	613095	5044462	victorlavigne3	608437	5049746

## Appendix B. Suite

### Clôtures non-entretenues – Montréal

Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude
4vent4	629603	5049102	fleursoleil4	610932	5058398	notredame4	639714	5044537
amma4	622991	5076505	franper4	581258	5027151	odysee4	612330	5027702
aquarelle4	593504	5049986	gastonpil4	590234	5051665	oree4	601323	5068835
arc4	602003	5046223	geaibleu4	599339	5069934	paulchagnon4	623197	5040087
atelier4	606074	5048004	harmojeun4	593497	5069314	paulcomptois4	599995	5050266
aubier4	600282	5067974	harmonie4	596914	5043650	pepin4	593643	5047629
beacon4	590827	5032061	harmony4	600942	5022429	petitcastor4	619086	5043149
bedford4	606739	5040208	iber4	622204	5037549	petitprince4	593481	5048578
bienville4	607392	5048743	jeannicolet4	607264	5050831	pied4	610774	5041864
boisjoli4	603775	5051001	jeanxxiii4	604761	5051696	sansfron4	610688	5045278
boisliesse4	595002	5038352	jesusmarie4	587981	5018157	source4	589498	5045828
bour4	613300	5028206	johncaboto4	605476	5043808	standre4	603601	5044508
cardleger4	613431	5051903	laberge4	599915	5025081	stanthony4	587342	5034494
champlain4	613101	5042569	lande4	611597	5044795	stbarth4	608744	5045236
charbru4	597285	5052592	laurent4	619282	5034466	stcharles4	588674	5036120
charle4	617767	5064503	laurier4	610267	5042995	stdonat4	614098	5048697
chene4	605318	5062994	maisonneuve4	614131	5045340	stebea4	598263	5053498
chrroi4	620085	5040983	marcfavreau4	606798	5035894	stecol4	606872	5051596
coeur4	583294	5048385	marie4	633226	5033516	steodile4	600913	5043183
dauver4	610636	5048494	mariesoleil4	593877	5061182	stetienne4	609604	5043453
delenvole4	585574	5058896	mauridup4	619349	5039649	stisaac4	605927	5046473
ecolestjoseph4	598549	5018215	merton4	605322	5036290	stjeanbap4	613550	5045370
eliball4	605235	5034324	mesanges4	586115	5043474	stjoseph4	619801	5038616
enfantmonde4	599517	5040998	mgg4	628686	5042241	stlouis4	622629	5075587
enfantsoleil4	602279	5041193	miche4	611495	5056167	stmarcel4	616497	5055721
envole4	595306	5048968	mosa4	604290	5035354	stpaul4	604461	5046019
escale4	610138	5057962	moulin4	622889	5070284	terryfox4	598480	5053083
etoilefilante4	608294	5036464	ndassomption4	613149	5044366	tournesol4	594318	5058286
explo4	599407	5050791	ndfatima4	610982	5055839	victorlavigne4	608460	5042744
felixleclerc4	616077	5041297						

## Appendix B. Suite

<b>Friches – Montréal</b>					
<b>Site</b>	<b>Longitude</b>	<b>Latitude</b>	<b>Site</b>	<b>Longitude</b>	<b>Latitude</b>
4	614357	5047099	106	617572	5040035
8	614877	5048928	111	625211	5038717
18	608618	5053471	119	617451	5044517
24	610907	5052825	120	619245	5046929
25	610257	5052940	121	619612	5046655
26	610499	5055467	123	620040	5046918
27	610134	5052521	127	623921	5043110
31	612233	5056658	150	616609	5025281
33	612294	5056164	152	616383	5024945
34	615599	5054473	155	611940	5026892
35	616801	5055398	166	621659	5028088
42	609654	5035994	167	622233	5049844
45	613332	5042250	169	623368	5049392
51	607811	5033690	171	623707	5049409
52	608925	5034180	173	624947	5049322
58	605197	5038326	175	624909	5048813
59	604554	5039058	182	634360	5041590
60	604161	5039179	185	605113	5053913
66	599309	5039640	188	602360	5053449
78	595197	5037382	191	596753	5055008
79	592678	5035195	197	595624	5048643
81	592220	5035236	199	597095	5044530
84	590672	5036801	200	599409	5046478
85	587531	5035876	203	593949	5042965
91	586782	5032357	207	595701	5059183
92	586161	5033223	215	623222	5072191
94	584554	5029836	375	621510	5032967
95	601725	5036253	376	612332	5043597
96	602302	5037051	12a	609507	5051801
99	600092	5033696	12b	608850	5051358
102	599958	5035324	48a	608966	5042765

## Appendix B. Suite

Haies – Québec								
Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude
alize1	4643783	7112101	jeuneschamp1	4650566	7113452	rocher1	4651489	7114487
arcenciell	4653829	7122168	jeunesdumond1	4650562	7113466	rosedvent1	4643567	7112797
arciell	4650642	7121660	Jopa1	4651381	7115320	ruisselet1	4648739	7121193
berges1	4649105	7113527	julesemond1	4650481	7125691	sacre1	4648918	7114330
bocages1	4644463	7122744	lorette1	4648550	7121734	saintal1	4650287	7114364
boisel	4654640	7120546	marguebour1	4648720	7114285	saintber1	4651198	7118726
chanterelle1	4651415	7125231	mariagore1	4651326	7113621	saintclau1	4650941	7123651
charrod1	4647948	7111163	marienou1	4651227	7113852	saintdeny1	4651676	7136817
cheminots1	4642987	7115495	martiniere1	4644480	7122725	saintdom1	4648943	7110536
coeurva1	4645395	7118662	monrob1	4652182	7111209	sainthell	4640618	7113497
domaine1	4648896	7116938	montagnacl	4656786	7117782	saintjb1	4648442	7113466
dominique1	4650201	7112964	mosaique1	4648773	7117861	saintldfl	4642868	7116653
ecrivain1	4648140	7118918	moussaillons1	4645227	7107454	saintmall	4648487	7114726
escala1	4654033	7118463	nacelle1	4642583	7112314	saintmar1	4649628	7108735
escalade1	4653996	7118502	ndcan1	4648655	7115796	saintmich1	4653365	7112687
etincelle1	4648858	7122577	ndneige1	4650564	7122197	saintodile1	4649995	7115197
eveill	4701315	7055912	notredal	4648384	7110790	saintvin1	4646523	7117666
everest1	4648766	7117883	oasis1	4652277	7117126	saintyves1	4646335	7116433
farandole1	4654405	7111362	odysse1	4651484	7125076	sansfronti1	4649043	7115461
fernand1	4647116	7117664	optionyp1	4651702	7110822	sommet1	4654828	7119638
filteau1	4646032	7119499	oralil	4647708	7114954	sousbois1	4654664	7111819
fourmi1	4650707	7115135	ore1	4650750	7124871	taniata1	4642946	7111876
grandhermi1	4649654	7114055	parcorleans1	4651876	7115177	troisais1	4648850	7122797
grandfleuve1	4645293	7114366	passerelle1	4654456	7122549	ursullines1	4648710	7112551
guillaume1	4652388	7115683	petitprin1	4654859	7105608	valjoli1	4652311	7126751
hautclochend1	4648046	7121603	pionbour1	4644550	7127410	vanier1	4648948	7115307
hautclochestchal	4647913	7121454	pionsalle1	4644534	7127435	versantfoy1	4646076	7118417
holland1	4647674	7114966	pleiadel	4651169	7112482	versantgene1	4646547	7119280
internatss1	4647635	7115442	quatrev1	4652480	7110458	vignoble1	4652403	7119504
jacquecal	4650727	7137282	regionale1	4650044	7115249	visionaugus1	4644585	7123230



## Appendix B. Suite

<b>Bords de murs – Québec</b>								
<b>Site</b>	<b>Longitude</b>	<b>Latitude</b>	<b>Site</b>	<b>Longitude</b>	<b>Latitude</b>	<b>Site</b>	<b>Longitude</b>	<b>Latitude</b>
alize2	4643737	7112110	jeuneschamp2	4650663	7113715	rocher2	4651499	7114488
arcenciel2	4653541	7122329	jeunesdumonde2	4650640	7113687	rosedvent2	4643494	7112729
arciel2	4650842	7121832	Jopa2	4651380	7115276	ruisselet2	4648742	7121185
berges2	4649006	7113546	julesemond2	4650562	7125775	sacre2	4648824	7114307
bocages2	4644479	7122763	lorette2	4648612	7121738	saintal2	4650403	7114484
boise2	4654635	7120549	marguebour2	4648617	7114223	saintber2	4651166	7118662
chanterelle2	4651376	7124261	mariagore2	4651226	7116396	saintclau2	4650743	7123049
charrod2	4647916	7111056	mariere nou2	4651228	7113791	saintdeny2	4651637	7136674
cheminots2	4643340	7115605	martiniere2	4642377	7118714	saintdom2	4649004	7110592
coeurva2	4645423	7118669	monrob2	4652192	7111321	sainthel2	4640659	7113542
domaine2	4648815	7116940	montagnac2	4656787	7117887	saintjb2	4648534	7113418
dominique2	4650177	7112989	mosaique2	4648793	7117918	saintldf2	4642874	7116669
ecrivain2	4648134	7118972	moussaillons2	4645241	7107366	saintmal2	4648458	7114779
escala2	4654020	7118376	nacelle2	4642570	7112259	saintmar2	4649550	7108937
escalade2	4653953	7118462	ndcan2	4648708	7115826	saintmich2	4653402	7112686
etincelle2	4648900	7122677	ndneige2	4650520	7122182	saintodile2	4649970	7115184
eveil2	4701620	7055363	notreda2	4648399	7110760	saintvin2	4646515	7117574
everest2	4648869	7117932	oasis2	4652142	7117269	saintyves2	4646287	7116388
farandole2	4654189	7111450	odysse2	4651554	7125033	sansfronti2	4649101	7115580
fernand2	4647097	7117714	optionyp2	4652018	7110888	sommet2	4654822	7119676
filteau2	4646005	7119493	orali2	4647732	7114602	sousbois2	4654636	7111833
fourmi2	4650755	7115439	ore2	4650787	7124756	taniata2	4643018	7111841
grandhermi2	4649685	7114020	parcorleans2	4651890	7115154	troisais2	4648837	7122756
grandfleuve2	4645257	7114346	passerelle2	4654530	7122313	ursullines2	4648705	7112601
guillaume2	4652254	7115972	petitprin2	4655015	7105702	valjoli2	4652294	7126715
hautclochend2	4647970	7121567	pionbour2	4644556	7127442	vanier2	4648873	7115244
hautclochestcha2	4647916	7121466	pionsalle2	4644514	7127484	versantfoy2	4646743	7118400
holland2	4647666	7114986	pleiade2	4651201	7112626	versantgene2	4646581	7119144
internatss2	4647635	7115442	quatrev2	4652442	7110538	vignoble2	4652055	7119444
jacqueca2	4650764	7137356	regionale2	4650037	7115190	visionaugus2	4644559	7123238

## Appendix B. Suite

Clôtures entretenues – Québec								
Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude
alize3	4643735	7112111	jeuneschamp3	4650634	7113702	rocher3	4651559	7114510
arcenciel3	4653549	7122362	jeunesdumonde3	4650656	7113669	rosedvent3	4643530	7112793
arciel3	4650840	7121871	Jopa3	4651384	7115286	ruisselet3	4648749	7121112
berges3	4649017	7113541	julesemond3	4650498	7125722	sacre3	4648808	7114312
bocages3	4644477	7122723	lorette3	4648643	7121689	saintal3	4650399	7114539
boise3	4654629	7120489	marguebour3	4648667	7114183	saintber3	4651160	7118654
chanterelle3	4651394	7124935	mariagore3	4651197	7116360	saintclau3	4650749	7123033
charrod3	4647955	7111018	mariereou3	4651195	7113747	saintdeny3	4647657	7114968
cheminots3	4643328	7115599	martiniere3	4642361	7118697	saintdom3	4648979	7110583
coeurva3	4645455	7118709	monrob3	4652216	7111306	sainthel3	4640618	7113559
domaine3	4648923	7116912	montagnac3	4656788	7117862	saintjb3	4648545	7113422
dominique3	4650163	7112965	mosaique3	4648787	7117933	saintldf3	4642914	7116564
ecrivain3	4648171	7118926	moussaillons3	4645254	7107474	saintmal3	4648461	7114776
escala3	4654030	7118460	nacelle3	4642585	7112181	saintmar3	4649585	7108919
escalade3	4653975	7118467	ndcan3	4648703	7115861	saintmich3	4653398	7112687
etincelle3	4648913	7122655	ndneige3	4650481	7122214	saintodile3	4649973	7115188
eveil3	4701578	7055329	notreda3	4648403	7110826	saintvin3	4646502	7117552
everest3	4648852	7117929	oasis3	4652178	7117335	saintyves3	4646293	7116383
farandole3	4654175	7111445	odysse3	4651470	7125090	sansfronti3	4649043	7115562
fernand3	4647109	7117809	optionyp3	4652012	7110867	sommet3	4654818	7119666
filteau3	4646026	7119524	oral3	4647744	7114586	sousbois3	4654656	7111777
fourmi3	4650755	7115406	ore3	4650747	7124711	taniata3	4643015	7111813
grandhermi3	4649685	7114077	parcorleans3	4651882	7115146	troisais3	4648818	7122690
grandfleuve3	4645273	7114327	passerelle3	4654478	7122414	ursullines3	4648715	7112579
guillaume3	4652232	7115965	petitprin3	4655025	7105654	valjoli3	4652277	7126730
hautclochend3	4647992	7121503	pionbour3	4644577	7127383	vanier3	4648848	7115314
hautclochestcha3	4647928	7121388	pionsalle3	4644538	7127429	versantfoy3	4646773	7118418
holland3	4647594	7115038	pleiade3	4651209	7112641	versantgene3	4646622	7119146
internatss3	4647625	7115458	quatrev3	4652488	7110545	vignoble3	4652016	7119521
jacqueca3	4650744	7137306	regionale3	4650020	7115227	visionaugus3	4644534	7123237

## Appendix B. Suite

Clôtures non-entretenues – Québec								
Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude
alize4	4643786	7112114	jeuneschamp4	4650631	7113732	rocher4	4651506	7114540
arcenciel4	4653533	7122319	jeunesdumonde4	4650666	7113739	rosedvent4	4643556	7112800
arciel4	4650837	7121856	Jopa4	4651335	7115219	ruisselet4	4648783	7121129
berges4	4649060	7113568	julesmond4	4650547	7125681	sacre4	4648827	7114307
bocages4	4644477	7122765	lorette4	4648592	7121660	saintal4	4650410	7114516
boise4	4654627	7120480	marguebour4	4648653	7114185	saintber4	4651179	7118640
chanterelle4	4651447	7124961	mariagore4	4651215	7116373	saintclau4	4650763	7123129
charrod4	4647949	7111134	marienou4	4651182	7113775	saintdeny4	4651619	7136833
cheminots4	4643330	7115608	martiniere4	4642372	7118737	saintdom4	4648959	7110584
coeurva4	4645438	7118690	monrob4	4652205	7111295	sainthel4	4640700	7113451
domaine4	4648808	7116958	montagnac4	4656727	7117828	saintjb4	4648558	7113411
dominique4	4650157	7113013	mosaique4	4648834	7117915	saintldf4	4642917	7116558
ecrivain4	4648179	7119048	moussaillons4	4645286	7107329	saintmal4	4648455	7114747
escala4	4654055	7118372	nacelle4	4642606	7112187	saintmar4	4649579	7108976
escalade4	4653969	7118459	ndcan4	4648748	7115814	saintmich4	4653396	7112719
etincelle4	4648932	7122742	ndneige4	4650476	7122173	saintodile4	4649969	7115226
eveil4	4701579	7055338	notreda4	4648409	7110759	saintvin4	4646524	7117562
everest4	4648871	7117911	oasis4	4652132	7117298	saintyves4	4646291	7116397
farandole4	4654214	7111480	odysse4	4151542	7125038	sansfronti4	4649098	7115578
fernand4	4647097	7117695	optionyp4	4652021	7110870	sommet4	4654821	7119657
filteau4	4645970	7119453	orali4	4647742	7114577	sousbois4	4654635	7111812
fourmi4	4650763	7115351	ore4	4650792	7124774	taniata4	4642944	7111783
grandhermi4	4649684	7114070	parcorleans4	4651888	7115161	troisais4	4648805	7122823
grandfleuve4	4645300	7114393	passerelle4	4654481	7122425	ursullines4	4648722	7112592
guillaume4	4652247	7115959	petitprin4	4655041	7105677	valjoli4	4652311	7126749
hautclochend4	4647938	7121479	pionbour4	4644558	7127442	vanier4	4648863	7115190
hautclochestcha4	4647911	7121449	pionsalle4	4644485	7127485	versantfoy4	4646740	7118357
holland4	4647642	7114904	pleiade4	4651227	7112671	versantgene4	4646567	7119152
internatss4	4647593	7115493	quatrev4	4652510	7110475	vignoble4	4652039	7119536
jacqueca4	4650637	7137291	regionale4	4650052	7115233	visionaugus4	4644529	7123233

## Appendix B. Conclusion

Friches – Québec								
Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude	Site	Longitude	Latitude
e105	342890	5199063	f216	316986	5191168	m4	320697	5188557
e106	342529	5199769	f221	317176	5189902	m43	331449	5194274
e109	350713	5208575	f49	333473	5194393	m7	331735	5189079
e12	323147	5184880	f50	333127	5194405	m78	324615	5177405
e122	355570	5211672	f59	308903	5183453	m83	327157	5178271
e16	326468	5184623	f6	356995	5215556	m85	327417	5178429
e20	325462	5187144	f61	306350	5180470	m86	327507	5178393
e203	313146	5180349	f64	314141	5179053	m94	326209	5190149
e205	313104	5179953	f77	323255	5177388	m98	326553	5176719
e206	312560	5179761	f78	323557	5177407			
e213	323550	5186286	f86	320322	5202144			
e214	316410	5178953	f87	321494	5200508			
e216	312136	5180367	f88	321592	5199424			
e23	322431	5185150	f9	357006	5216501			
e29	317184	5179180	f90	320106	5195824			
e302	338359	5187365	f92	319932	5194703			
e303	336881	5185771	f94	319035	5196261			
e305	337800	5187257	m100	327880	5177160			
e36	316926	5180842	m104	323728	5174537			
e41	323050	5173997	m119	332908	5193956			
e7	326237	5186340	m121	331280	5196144			
e71	334994	5184591	m126	322537	5188792			
e76	335319	5186464	m130	322777	5169150			
e95	328602	5185638	m137	323591	5169873			
f104	320657	5184900	m147	332447	5182737			
f105	316105	5185932	m17	320530	5188190			
f107	320397	5186358	m18	319999	5188249			
f201	321265	5185386	m22	323566	5189986			
f208	317771	5187165	m36	329547	5190680			
f210	318749	5186196	m39	329919	5191172			

## Appendix C

Liste des plantes observées dans les villes de Montréal et de Québec ainsi que leur présence dans les friches de chaque ville et les microhabitats. Nomenclature selon VASCAN 2016.

Nom du taxon	Famille	Friches	Friches	Microhabitats
		Québec	Montréal	
<i>Abies balsamea</i>	Pinaceae	1	0	1
<i>Acalypha rhomboidea</i>	Euphorbiaceae	0	1	1
<i>Acer negundo</i>	Sapindaceae	1	1	1
<i>Acer platanoides</i>	Sapindaceae	1	1	1
<i>Acer rubrum</i>	Sapindaceae	1	1	1
<i>Acer saccharinum</i>	Sapindaceae	1	1	1
<i>Acer saccharum</i>	Sapindaceae	1	0	1
<i>Acer spicatum</i>	Sapindaceae	0	0	1
<i>Acer tataricum</i> subsp. <i>Ginnala</i>	Sapindaceae	1	1	1
<i>Achillea millefolium</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Achillea ptarmica</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Aegopodium podagraria</i>	Apiaceae	1	1	0
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Sapindaceae	0	0	1
<i>Agrimonia gryposepala</i>	Rosaceae	1	0	0
<i>Agrimonia striata</i>	Rosaceae	1	0	0
<i>Agrostis capillaris</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Agrostis hyemalis</i>	Poaceae	0	0	1
<i>Agrostis scabra</i>	Poaceae	1	0	0
<i>Agrostis stolonifera</i>	Poaceae	1	1	0
<i>Ajuga reptans</i>	Lamiaceae	0	0	1
<i>Alisma triviale</i>	Alismataceae	1	1	0
<i>Alliaria petiolata</i>	Brassicaceae	0	1	1
<i>Allium schoenoprasum</i>	Amaryllidaceae	0	1	1
<i>Alnus incana</i> subsp. <i>Rugosa</i>	Betulaceae	1	0	0
<i>Alopecurus pratensis</i>	Poaceae	1	0	0
<i>Althaea hirsuta</i>	Malvaceae	1	0	0
<i>Amaranthus hybridus</i>	Amaranthaceae	0	0	1
<i>Amaranthus powellii</i>	Amaranthaceae	0	0	1
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Amaranthaceae	0	1	0
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Amelanchier laevis</i>	Rosaceae	1	0	0
<i>Amelanchier spicata</i>	Rosaceae	1	0	0
<i>Amphicarpaea bracteata</i>	Fabaceae	0	1	0
<i>Anaphalis margaritacea</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Anemone canadensis</i>	Ranunculaceae	1	1	0
<i>Anemone virginiana</i>	Ranunculaceae	0	1	0
<i>Anthemis cotula</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Apiaceae	1	1	1
<i>Apocynum androsaemifolium</i>	Apocynaceae	1	1	1
<i>Apocynum cannabinum</i>	Apocynaceae	0	1	0

## Appendix C. Suite

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Aquilegia vulgaris</i>	Ranunculaceae	1	0	0
<i>Aralia nudicaulis</i>	Araliaceae	0	0	1
<i>Arctium lappa</i>	Asteraceae	1	1	0
<i>Arctium minus</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Caprifoliaceae	0	1	0
<i>Artemisia absinthium</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Artemisia stelleriana</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Artemisia vulgaris</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Asclepias syriaca</i>	Apocynaceae	1	1	1
<i>Asparagus officinalis</i>	Asparagaceae	1	0	0
<i>Astragalus alpinus</i> var. <i>brunetianus</i>	Fabaceae	1	0	0
<i>Astragalus canadensis</i>	Fabaceae	0	1	0
<i>Atocion armeria</i>	Caryophyllaceae	1	0	0
<i>Atriplex patula</i>	Amaranthaceae	0	1	1
<i>Atriplex prostrata</i>	Amaranthaceae	0	1	0
<i>Avena fatua</i>	Poaceae	0	0	1
<i>Avena sativa</i>	Poaceae	1	0	0
<i>Barbarea vulgaris</i>	Brassicaceae	1	1	1
<i>Bartonia virginica</i>	Gentianaceae	0	1	0
<i>Bassia scoparia</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Betula alleghaniensis</i>	Betulaceae	1	0	0
<i>Betula populifolia</i>	Betulaceae	1	1	1
<i>Bidens frondosa</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Brassica nigra</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Bromus ciliatus</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Bromus inermis</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Calystegia sepium</i> subsp. <i>Americana</i>	Convolvulaceae	1	1	1
<i>Camelina sativa</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Campanula rapunculoides</i>	Campanulaceae	1	1	1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Brassicaceae	1	1	1
<i>Cardamine pensylvanica</i>	Brassicaceae	0	0	1
<i>Carduus nutans</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Carex alopecoidea</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex aurea</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex bebbii</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex brevior</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex comosa</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex crawei</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Carex crinita</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Carex eburnea</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Carex flacca</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Carex flava</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Carex foenea</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex gracillima</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex houghtoniana</i>	Cyperaceae	1	0	0

## Appendix C. Suite

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Carex intumescens</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex lupulina</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex lurida</i>	Cyperaceae	1	1	0
<i>Carex molesta</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Carex pallescens</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Carex pellita</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carex prairea</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Carex retrorsa</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Carex scoparia</i>	Cyperaceae	1	1	0
<i>Carex stipata</i>	Cyperaceae	1	1	0
<i>Carex tribuloides</i>	Cyperaceae	0	0	1
<i>Carex vulpinoidea</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Carum carvi</i>	Apiaceae	1	0	0
<i>Carya cordiformis</i>	Juglandaceae	1	0	1
<i>Carya ovata</i>	Juglandaceae	1	0	1
<i>Celtis occidentalis</i>	Cannabaceae	0	1	1
<i>Centaurea diffusa</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Centaurea jacea</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Centaurea nigra</i>	Asteraceae	1	0	1
<i>Centaurea stoebe</i> subsp. <i>micranthos</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Centaurium pulchellum</i>	Gentianaceae	0	1	0
<i>Cerastium fontanum</i>	Caryophyllaceae	1	1	1
<i>Chaenorhinum minus</i>	Plantaginaceae	0	1	1
<i>Chamerion angustifolium</i> subsp. <i>angustifolium</i>	Onagraceae	1	0	0
<i>Chelidonium majus</i>	Papaveraceae	1	1	1
<i>Chenopodium simplex</i>	Amaranthaceae	0	1	0
<i>Chenopodium album</i>	Amaranthaceae	1	1	1
<i>Cichorium intybus</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Cicuta maculata</i>	Apiaceae	1	0	0
<i>Circaea canadensis</i>	Onagraceae	0	1	0
<i>Cirsium arvense</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Cirsium vulgare</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Clematis orientalis</i>	Ranunculaceae	0	0	0
<i>Clematis virginiana</i>	Ranunculaceae	1	1	0
<i>Convallaria majalis</i>	Asparagaceae	0	0	1
<i>Convolvulus arvensis</i>	Convolvulaceae	1	1	1
<i>Cornus canadensis</i>	Cornaceae	0	0	1
<i>Cornus stolonifera</i>	Cornaceae	1	1	1
<i>Cotinus coggygria</i>	Anacardiaceae	0	1	0
<i>Crepis capillaris</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Crepis tectorum</i>	Asteraceae	0	1	1
<i>Cuscuta gronovii</i>	Convolvulaceae	0	1	0
<i>Cynanchum louiseae</i>	Apocynaceae	0	1	0
<i>Cyperus esculentus</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Dactylis glomerata</i>	Poaceae	1	1	1

## Appendix C. Suite

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Dactylorhiza viridis</i>	Orchidaceae	1	0	0
<i>Daucus carota</i>	Apiaceae	1	1	1
<i>Dianthus armeria</i>	Caryophyllaceae	1	1	0
<i>Diervilla lonicera</i>	Caprifoliaceae	1	0	1
<i>Digitaria ischaemum</i>	Poaceae	0	0	1
<i>Digitaria sanguinalis</i>	Poaceae	0	1	1
<i>Diploaxis muralis</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Dipsacus laciniatus</i>	Caprifoliaceae	0	1	0
<i>Doellingeria umbellata</i>	Asteraceae	1	1	0
<i>Echinacea purpurea</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Echinochloa crus-galli</i>	Poaceae	0	1	1
<i>Echium vulgare</i>	Boraginaceae	1	1	1
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Elaeagnaceae	1	1	0
<i>Eleocharis erythropoda</i>	Cyperaceae	1	1	0
<i>Eleocharis obtusa</i>	Cyperaceae	1	1	0
<i>Eleocharis uniglumis</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Elymus repens</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Elymus virginicus</i>	Poaceae	1	0	0
<i>Epilobium ciliatum</i>	Onagraceae	1	1	1
<i>Epilobium coloratum</i>	Onagraceae	1	1	0
<i>Epilobium hirsutum</i>	Onagraceae	1	0	0
<i>Epipactis helleborine</i>	Orchidaceae	1	1	1
<i>Equisetum arvense</i>	Equisetaceae	1	1	1
<i>Equisetum hyemale</i>	Equisetaceae	1	0	0
<i>Equisetum pratense</i>	Equisetaceae	1	0	0
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Equisetaceae	1	0	0
<i>Eragrostis minor</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Erigeron annuus</i>	Asteraceae	1	1	0
<i>Erigeron canadensis</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Erigeron philadelphicus</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Erigeron strigosus</i>	Asteraceae	1	0	1
<i>Erodium cicutarium</i>	Geraniaceae	0	0	1
<i>Erucastrum gallicum</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Erysimum cheiranthoides</i>	Brassicaceae	1	1	1
<i>Eupatorium perfoliatum</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Euphorbiaceae	1	1	0
<i>Euphorbia helioscopia</i>	Euphorbiaceae	0	1	1
<i>Euphorbia maculata</i>	Euphorbiaceae	0	1	1
<i>Euphorbia nutans</i>	Euphorbiaceae	0	0	1
<i>Euphorbia vermiculata</i>	Euphorbiaceae	0	1	0
<i>Euphrasia nemorosa</i>	Orobanchaceae	0	0	1
<i>Eurybia macrophylla</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Eurybia radula</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Euthamia graminifolia</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Eutrochium maculatum</i>	Asteraceae	1	0	0



## Appendix C. Suite

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Fagus grandifolia</i>	Fagaceae	0	0	1
<i>Fallopia cilinodis</i>	Polygonaceae	1	0	0
<i>Fallopia convolvulus</i>	Polygonaceae	1	1	1
<i>Fallopia scandens</i>	Polygonaceae	0	0	1
<i>Festuca rubra</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Filipendula ulmaria</i>	Rosaceae	1	0	0
<i>Fragaria vesca</i>	Rosaceae	0	1	1
<i>Fragaria virginiana</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Frangula alnus</i>	Rhamnaceae	0	1	1
<i>Fraxinus americana</i>	Oleaceae	1	1	1
<i>Fraxinus nigra</i>	Betulaceae	1	0	0
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Oleaceae	1	0	1
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Lamiaceae	1	0	1
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	Asteraceae	0	1	1
<i>Galium mollugo</i>	Rubiaceae	1	1	1
<i>Galium palustre</i>	Rubiaceae	1	0	1
<i>Galium tinctorium</i>	Rubiaceae	1	0	0
<i>Galium triflorum</i>	Rubiaceae	1	0	1
<i>Galium verum</i>	Rubiaceae	0	0	1
<i>Geranium bicknellii</i>	Geraniaceae	0	1	0
<i>Geranium pratense</i>	Geraniaceae	0	1	0
<i>Geum aleppicum</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Geum canadense</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Geum macrophyllum</i>	Rosaceae	1	1	0
<i>Glechoma hederacea</i>	Lamiaceae	1	1	1
<i>Gleditsia triacanthos</i>	Fabaceae	0	1	1
<i>Glyceria canadensis</i>	Poaceae	1	0	1
<i>Glyceria grandis</i>	Poaceae	1	0	0
<i>Glyceria melicaria</i>	Poaceae	0	0	1
<i>Glyceria striata</i>	Poaceae	0	1	0
<i>Gymnocladus dioicus</i>	Fabaceae	0	1	0
<i>Helianthus strumosus</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Helianthus tuberosus</i>	Asteraceae	0	1	1
<i>Hemerocallis fulva</i>	Xanthorrhoeaceae	1	1	0
<i>Hesperis matronalis</i>	Brassicaceae	1	1	0
<i>Hieracium sabaudum</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Hieracium vulgatum</i>	Asteraceae	1	0	1
<i>Hordeum jubatum</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Humulus lupulus</i>	Cannabaceae	1	0	0
<i>Hydrangea arborescens</i>	Hydrangeaceae	0	1	0
<i>Hylotelephium telephioides</i>	Crassulaceae	1	0	0
<i>Hypericum perforatum</i>	Hypericaceae	1	1	1
<i>Hypericum virginicum</i>	Hypericaceae	0	0	1
<i>Impatiens capensis</i>	Balsaminaceae	1	1	1
<i>Inula helenium</i>	Asteraceae	0	0	1

## Appendix C. Suite

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Iris versicolor</i>	Iridaceae	1	0	0
<i>Juglans cinerea</i>	Juglandaceae	1	0	0
<i>Juncus brevicaudatus</i>	Juncaceae	1	1	1
<i>Juncus bufonius</i>	Juncaceae	1	0	0
<i>Juncus canadensis</i>	Juncaceae	1	0	0
<i>Juncus compressus</i>	Juncaceae	1	0	0
<i>Juncus dudleyi</i>	Juncaceae	1	0	0
<i>Juncus effusus</i>	Juncaceae	1	1	0
<i>Juncus nodosus</i>	Juncaceae	1	0	0
<i>Juncus tenuis</i>	Juncaceae	1	1	0
<i>Lactuca biennis</i>	Asteraceae	0	0	1
<i>Lactuca serriola</i>	Asteraceae	0	1	1
<i>Lappula squarrosa</i>	Boraginaceae	0	1	0
<i>Larix laricina</i>	Pinaceae	1	0	0
<i>Lathyrus latifolius</i>	Fabaceae	1	1	0
<i>Lathyrus palustris</i>	Fabaceae	0	0	1
<i>Lathyrus pratensis</i>	Fabaceae	1	0	1
<i>Lathyrus sylvestris</i>	Fabaceae	0	0	1
<i>Leonurus cardiaca</i>	Lamiaceae	0	1	0
<i>Lepidium campestre</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Lepidium densiflorum</i>	Brassicaceae	1	1	1
<i>Lepidium ruderales</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Leymus arenarius</i>	Poaceae	1	0	0
<i>Linaria vulgaris</i>	Plantaginaceae	1	1	1
<i>Linnaea borealis</i>	Caprifoliaceae	1	0	1
<i>Lithospermum officinale</i>	Boraginaceae	1	1	0
<i>Lobelia inflata</i>	Campanulaceae	0	1	0
<i>Lolium arundinaceum</i>	Poaceae	1	1	0
<i>Lolium perenne</i>	Poaceae	0	1	0
<i>Lonicera canadensis</i>	Caprifoliaceae	1	0	0
<i>Lonicera tatarica</i>	Caprifoliaceae	1	0	0
<i>Lotus corniculatus</i>	Fabaceae	1	1	1
<i>Lycopus americanus</i>	Lamiaceae	1	1	0
<i>Lysimachia arvensis</i>	Primulaceae	0	1	0
<i>Lysimachia ciliata</i>	Primulaceae	1	1	0
<i>Lysimachia hybrida</i>	Primulaceae	0	1	0
<i>Lysimachia nummularia</i>	Primulaceae	0	1	1
<i>Lysimachia terrestris</i>	Primulaceae	1	0	0
<i>Lythrum salicaria</i>	Lythraceae	1	1	1
<i>Maianthemum canadense</i>	Asparagaceae	0	0	1
<i>Maianthemum racemosum</i>	Asparagaceae	1	0	0
<i>Malus pumila</i>	Rosaceae	0	0	1
<i>Malva moschata</i>	Malvaceae	1	1	1
<i>Malva neglecta</i>	Malvaceae	0	1	1

## Appendix C. Suite

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Matricaria discoidea</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Medicago lupulina</i>	Fabaceae	1	1	1
<i>Medicago sativa</i>	Fabaceae	1	1	0
<i>Melilotus albus</i>	Fabaceae	1	1	1
<i>Melilotus officinalis</i>	Fabaceae	0	1	0
<i>Melissa officinalis</i>	Lamiaceae	0	1	0
<i>Mentha canadensis</i>	Lamiaceae	1	1	1
<i>Mentha spicata</i>	Lamiaceae	1	1	0
<i>Mentha x piperita</i>	Lamiaceae	1	0	0
<i>Mimulus ringens</i>	Phrymaceae	1	1	0
<i>Mollugo verticillata</i>	Caryophyllales	0	0	1
<i>Muhlenbergia frondosa</i>	Poaceae	0	0	1
<i>Myosotis laxa</i>	Boraginaceae	1	0	1
<i>Myosotis stricta</i>	Rubiaceae	0	1	0
<i>Nepeta cataria</i>	Lamiaceae	0	1	0
<i>Oenothera biennis</i>	Onagraceae	1	1	1
<i>Oenothera glazioviana</i>	Onagraceae	1	0	0
<i>Oenothera perennis</i>	Onagraceae	1	0	0
<i>Onoclea sensibilis</i>	Onocleaceae	1	1	1
<i>Origanum vulgare</i>	Lamiaceae	1	0	0
<i>Osmunda claytoniana</i>	Osmundaceae	1	0	0
<i>Osmunda regalis</i>	Osmundaceae	1	0	0
<i>Oxalis stricta</i>	Oxalidaceae	1	1	1
<i>Oxybasis glauca</i>	Amaranthaceae	0	1	0
<i>Panicum capillare</i>	Poaceae	0	1	1
<i>Panicum virgatum</i>	Poaceae	0	1	0
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Vitaceae	1	1	1
<i>Pastinaca sativa</i>	Apiaceae	1	1	1
<i>Persicaria lapathifolia</i>	Polygonaceae	1	1	1
<i>Persicaria maculosa</i>	Polygonaceae	1	1	1
<i>Persicaria pensylvanicum</i>	Polygonaceae	1	0	0
<i>Persicaria sagittata</i>	Polygonaceae	0	1	0
<i>Phalaris arundinacea</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Phleum pratense</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Phragmites australis</i> subsp. <i>Australis</i>	Poaceae	1	1	0
<i>Physalis alkekengi</i>	Solanaceae	0	0	1
<i>Physalis pubescens</i>	Solanaceae	0	1	1
<i>Physocarpus opulifolius</i>	Rosaceae	1	0	1
<i>Picea glauca</i>	Pinaceae	1	0	1
<i>Pilosella aurantiaca</i>	Asteraceae	1	0	1
<i>Pilosella caespitosa</i>	Asteraceae	1	1	0
<i>Pilosella officinarum</i>	Asteraceae	1	0	1
<i>Pilosella piloselloides</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Pinus strobus</i>	Pinaceae	1	0	0
<i>Pinus sylvestris</i>	Pinaceae	0	0	1

## Appendix C. Suite

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Plantago lanceolata</i>	Plantaginaceae	1	1	1
<i>Plantago major</i>	Plantaginaceae	1	1	1
<i>Poa annua</i>	Poaceae	1	1	1
<i>Poa compressa</i>	Poaceae	1	1	0
<i>Poa palustris</i>	Poaceae	1	1	0
<i>Poa pratensis</i>	Poaceae	1	1	0
<i>Poa saltuensis</i> subsp. <i>languida</i>	Poaceae	1	0	0
<i>Polygonum aviculare</i>	Polygonaceae	0	1	1
<i>Populus alba</i>	Salicaceae	1	1	0
<i>Populus balsamifera</i>	Salicaceae	1	1	1
<i>Populus deltoides</i>	Salicaceae	1	1	1
<i>Populus grandidentata</i>	Salicaceae	1	0	1
<i>Populus nigra</i>	Salicaceae	0	1	0
<i>Populus tremuloides</i>	Salicaceae	1	1	1
<i>Portulaca oleracea</i>	Portulacaceae	0	1	1
<i>Potentilla anserina</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Potentilla argentea</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Potentilla norvegica</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Potentilla pensylvanica</i>	Rosaceae	1	0	0
<i>Potentilla recta</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Potentilla reptans</i>	Rosaceae	1	0	1
<i>Potentilla simplex</i>	Rosaceae	0	1	0
<i>Prunella vulgaris</i>	Lamiaceae	1	1	1
<i>Prunus pensylvanica</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Prunus serotina</i>	Rosaceae	0	1	0
<i>Prunus virginiana</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Pteridium aquilinum</i>	Dennstaedtiaceae	1	1	1
<i>Quercus macrocarpa</i>	Fagaceae	0	1	1
<i>Quercus rubra</i>	Fagaceae	0	0	1
<i>Ranunculus abortivus</i>	Ranunculaceae	0	0	1
<i>Ranunculus acris</i>	Ranunculaceae	1	1	1
<i>Ranunculus repens</i>	Ranunculaceae	1	1	1
<i>Raphanus raphanistrum</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Reynoutria ×bohemica</i>	Polygonaceae	0	1	0
<i>Reynoutria japonica</i>	Polygonaceae	1	1	1
<i>Rhamnus cathartica</i>	Rhamnaceae	0	1	1
<i>Rhinanthus minor</i>	Orobanchaceae	1	1	0
<i>Rhus typhina</i>	Anacardiaceae	1	1	1
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Fabaceae	0	1	0
<i>Rorippa austriaca</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Rorippa islandica</i>	Brassicaceae	0	0	1
<i>Rorippa palustris</i>	Brassicaceae	0	0	1
<i>Rorippa sylvestris</i>	Brassicaceae	0	1	0
<i>Rosa blanda</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Rosa rugosa</i>	Rosaceae	1	1	0

## Appendix C. Suite

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Rubus allegheniensis</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Rubus idaeus</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Rubus odoratus</i>	Rosaceae	1	0	0
<i>Rubus pubescens</i>	Rosaceae	1	0	0
<i>Rudbeckia hirta</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Rumex acetosella</i>	Polygonaceae	1	0	1
<i>Rumex crispus</i>	Polygonaceae	1	1	1
<i>Rumex longifolius</i>	Polygonaceae	1	0	0
<i>Rumex mexicanus</i>	Polygonaceae	0	1	0
<i>Rumex triangulivalvis</i>	Polygonaceae	1	0	1
<i>Sagittaria latifolia</i>	Alismataceae	1	0	0
<i>Sambucus canadensis</i>	Adoxaceae	1	0	1
<i>Sanguisorba canadensis</i>	Rosaceae	1	0	1
<i>Saponaria officinalis</i>	Caryophyllaceae	0	1	1
<i>Schizachne purpurascens</i>	Poaceae	1	0	0
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Cyperaceae	0	1	0
<i>Scirpus atrovirens</i>	Cyperaceae	1	1	1
<i>Scirpus cyperinus</i>	Cyperaceae	1	0	0
<i>Scirpus microcarpus</i>	Cyperaceae	1	1	0
<i>Scorzoneroides autumnalis</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Scrophularia nodosa</i>	Scrophulariaceae	1	0	0
<i>Scutellaria galericulata</i>	Lamiaceae	0	1	0
<i>Securigera varia</i>	Fabaceae	1	1	0
<i>Sedum acre</i>	Crassulaceae	0	1	1
<i>Sedum album</i>	Crassulaceae	1	0	0
<i>Senecio viscosus</i>	Asteraceae	0	0	1
<i>Senecio vulgaris</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Setaria faberi</i>	Poaceae	0	1	0
<i>Setaria pumila</i> subsp. <i>pumila</i>	Poaceae	0	1	1
<i>Setaria viridis</i>	Poaceae	0	1	1
<i>Silene latifolia</i>	Caryophyllaceae	0	1	1
<i>Silene noctiflora</i>	Caryophyllaceae	1	0	0
<i>Silene vulgaris</i>	Caryophyllaceae	1	1	1
<i>Sinapis arvensis</i>	Brassicaceae	1	1	1
<i>Sisyrinchium angustifolium</i>	Iridaceae	1	1	0
<i>Sisyrinchium montanum</i>	Iridaceae	0	0	1
<i>Solanum dulcamara</i>	Solanaceae	1	1	1
<i>Solanum ptychanthum</i>	Solanaceae	0	0	1
<i>Solidago altissima</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Solidago bicolor</i>	Asteraceae	0	0	0
<i>Solidago canadensis</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Solidago flexicaulis</i>	Asteraceae	0	0	1
<i>Solidago gigantea</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Solidago macrophylla</i>	Asteraceae	1	0	0

## Appendix C. Suite

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Solidago rugosa</i>	Asteraceae	1	1	0
<i>Solidago sempervirens</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Solidago uliginosa</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Sonchus arvensis</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Sonchus asper</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Sonchus oleraceus</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Sorbaria sorbifolia</i>	Rosaceae	1	0	0
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rosaceae	0	0	1
<i>Sparganium americanum</i>	Typhaceae	1	0	0
<i>Spiraea latifolia</i>	Rosaceae	1	1	1
<i>Stachys palustris</i>	Lamiaceae	1	0	0
<i>Stellaria graminea</i>	Caryophyllaceae	1	1	1
<i>Stellaria longifolia</i>	Caryophyllaceae	0	1	1
<i>Stellaria media</i>	Caryophyllaceae	0	1	1
<i>Symphoricarpos officinale</i>	Caprifoliaceae	1	0	1
<i>Symphotrichum lanceolatum</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Symphyotrichum cordifolium</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Symphyotrichum firmum</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Symphyotrichum lanceolatum</i> subsp. <i>lanceolatum</i> var. <i>lanceolatum</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Symphyotrichum lateriflorum</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Symphyotrichum novae-angliae</i>	Asteraceae	1	1	0
<i>Symphyotrichum novi-belgii</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Symphyotrichum ontarionis</i>	Asteraceae	1	1	0
<i>Symphyotrichum puniceum</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Symphytum officinale</i>	Boraginaceae	1	1	0
<i>Tamarix ramosissima</i>	Tamaricaceae	0	1	0
<i>Tanacetum bipinnatum</i> subsp. <i>Huronense</i>	Asteraceae	1	0	0
<i>Tanacetum vulgare</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Taraxacum officinale</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Taxus canadensis</i>	Taxaceae	0	0	0
<i>Teucrium</i> <i>canadense</i> subsp. <i>Viscidum</i>	Lamiaceae	0	1	0
<i>Thalictrum pubescens</i>	Ranunculaceae	1	0	0
<i>Thlaspi arvense</i>	Brassicaceae	0	1	1
<i>Thuja occidentalis</i>	Cupressaceae	1	0	0
<i>Tilia americana</i>	Malvaceae	0	1	1
<i>Tilia cordata</i>	Malvaceae	0	0	1
<i>Toxicodendron radicans</i>	Anacardiaceae	1	1	1
<i>Tragopogon dubius</i>	Asteraceae	0	1	0
<i>Tragopogon pratensis</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Trifolium arvense</i>	Fabaceae	1	0	1
<i>Trifolium aureum</i>	Fabaceae	1	1	0
<i>Trifolium hybridum</i>	Fabaceae	1	1	1
<i>Trifolium pratense</i>	Fabaceae	1	1	1
<i>Trifolium repens</i>	Fabaceae	1	1	1
<i>Tripleurospermum maritimum</i>	Asteraceae	1	0	0

## Appendix C. Conclusion

Nom du taxon	Famille	Friches Québec	Friches Montréal	Microhabitats
<i>Tussilago farfara</i>	Asteraceae	1	1	1
<i>Typha angustifolia</i>	Typhaceae	1	1	0
<i>Typha latifolia</i>	Typhaceae	1	1	0
<i>Ulmus americana</i>	Ulmaceae	1	1	1
<i>Ulmus pumila</i>	Ulmaceae	0	1	1
<i>Ulmus rubra</i>	Ulmaceae	1	0	1
<i>Urtica dioica</i>	Urticaceae	0	1	0
<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Ericaceae	1	0	0
<i>Valeriana officinalis</i>	Caprifoliaceae	0	1	1
<i>Verbascum thapsus</i>	Scrophulariaceae	1	1	1
<i>Verbena hastata</i>	Verbenaceae	1	1	0
<i>Verbena urticifolia</i>	Verbenaceae	0	1	0
<i>Veronica americana</i>	Plantaginaceae	1	0	0
<i>Veronica arvensis</i>	Plantaginaceae	1	0	0
<i>Veronica officinalis</i>	Plantaginaceae	1	1	0
<i>Veronica serpyllifolia</i>	Plantaginaceae	0	1	1
<i>Viburnum lantana</i>	Adoxaceae	0	1	0
<i>Viburnum opulus</i>	Adoxaceae	0	0	1
<i>Vicia americana</i>	Fabaceae	0	0	1
<i>Vicia cracca</i>	Fabaceae	1	1	1
<i>Vicia sepium</i>	Fabaceae	1	0	0
<i>Vicia villosa</i>	Fabaceae	0	1	0
<i>Vitis riparia</i>	Vitaceae	1	1	1
<i>Xanthium strumarium</i>	Asteraceae	0	1	0

## Appendix D

Selection criterion of microhabitats.

Habitats	Selection criterion
Hedgerows	Minimum and maximum height of one and three metres, respectively. Maximum distance between two plant = 50 cm.
Wall bases	Interstices between two mineral surfaces (concrete, asphalt, gravelly ground). Sites were excluded when devoid of vegetation.
Maintained fences	Only wrought-iron and chain-link fences were selected. Fences with signs of proximal mowing, but without weed-eater treatment were selected.
Unmaintained fences	Only wrought-iron and chain-link fences were selected. Fences with no sign of proximal mowing were selected. Young woody regeneration was taken as a sign of absence of mowing.

## Appendix E

Number of habitats sampled in each level of local urbanization in each city (Mon = Montréal; Qué = Québec).

	Hedgerows		Wall bases		Maintained fences		Unmaintained fences		Wastelands	
	Mon	Qué	Mon	Qué	Mon	Qué	Mon	Qué	Mon	Qué
Low	30	31	30	30	30	30	30	29	22	23
Moderate	29	28	30	29	31	30	29	30	21	24
High	28	31	27	31	26	30	29	31	19	22

## Appendix F

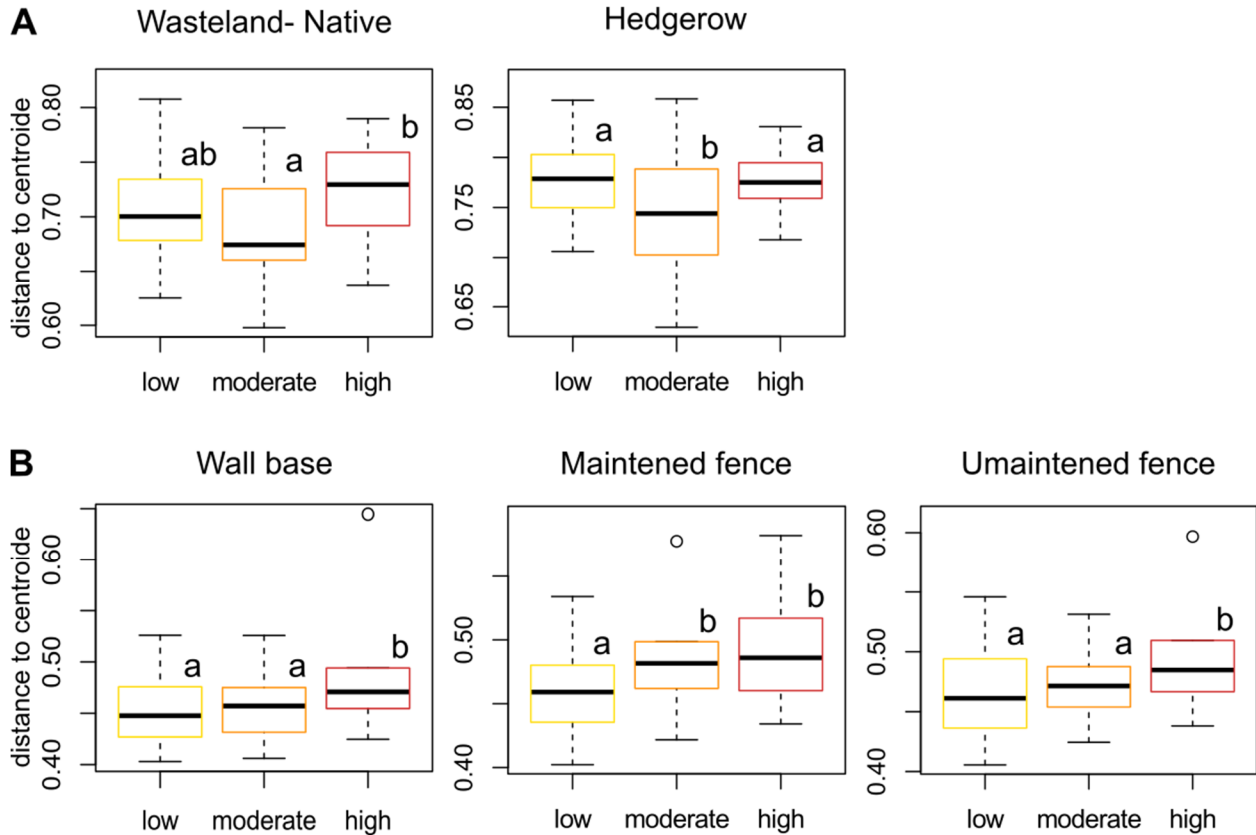
Size of sampled wastelands in each level of local urbanization in each city.

	Average area (ha)		Min. area (ha)		Max. area (ha)		Total area (ha)	
	Mon	Qué	Mon	Qué	Mon	Qué	Mon	Qué
Low	0.46	0.34	0.058	0.027	1.58	1.34	10.15	7.9
Moderate	0.49	0.55			1.57	2.19	10.31	13.31
High	0.80	0.64	0.016	0.083	1.84	2.09	15.28	14.19



## Appendix G

Taxonomic (A) and functional (B) beta diversity (i.e., distance to centroid) for the three levels of local urbanization within Québec city. Differences in beta diversity between levels of local urbanization was tested with ANOVA by permutations on sites distance to their centroid. Hedg = hedgerow, Wall = wall base, M.fen = maintained fence; U. fen = unmaintained fence. Only significant difference beta diversity are shown.



## Appendix H

Supplementary information on shift in taxonomic (a) and functional (b) composition between levels urbanization of the five habitats. Euclidian distance between centroid is shown only for significant overall test presented in Table 3. As PERMANOVA only test for overall difference, no *P* nor *F* value are presented.

Habitat	ED
a. Taxonomic composition	
Hedgerows (Montréal):	
Low-moderate	0.089
Low-high	0.104
Moderate-high	0.038
Maintained fences (Montréal):	
Low-moderate	0.128
Low-high	0.128
Moderate-high	0.007
Unmaintained fences (Montréal):	
Low-moderate	0.123
Low-high	0.147
Moderate-high	0.053
Hedgerows (Québec):	
Low-moderate	0.120
Low-high	0.073
Moderate-high	0.125
Unmaintained fences (Québec):	
Low-moderate	0.093
Low-high	0.096
Moderate-high	0.027
b. Functional composition	
Wall bases:	
Low-moderate	0.079
Low-high	0.135
Moderate-high	0.057