



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-memoires-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

2014-2015

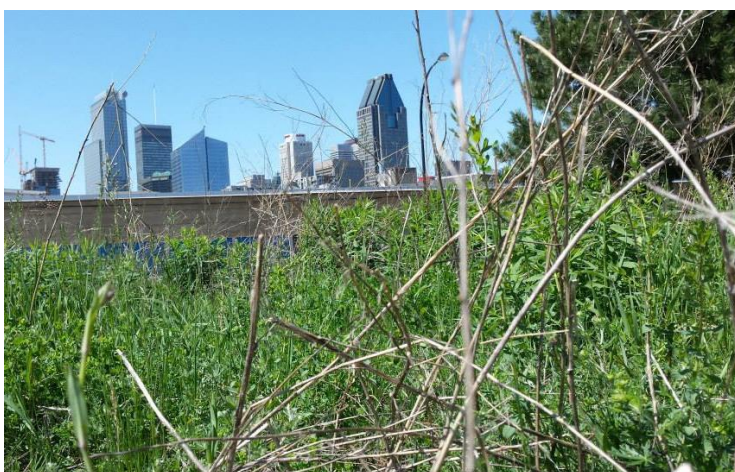
MASTER FAGE

Biologie et Écologie pour la Forêt, l'Agronomie et l'Environnement

Spécialité

FGE

FLORE URBAINE : ENTRE DIVERSITE ET HOMOGENEISATION.



Aurélien SAVOY

Mémoire de stage, soutenu à Nancy le 31/08/2015

Stéphanie PELLERIN, Chercheur à l'IRBV

Institut de Recherche en Biologie Végétale

: 4101 Sherbrooke Est Montréal, QC H1X 2B2

Sommaire

I. Introduction	1
II Matériel et méthodes	3
1) Régions d'étude	3
2) Les sites d'échantillonnage 2014.	3
3) Relevés pour les friches.	4
4) Les analyses statistiques	6
III Résultat	7
1) Richesse spécifique.....	7
2) Diversité Fonctionnelle.....	11
IV. Discussion	14
1) Protocole	14
2) Une forte diversité	14
3) Les espèces indicatrices	17
4) Sur les espèces.....	18
5) Assemblage et traits fonctionnels.....	19
Conclusion	19
Bibliographie	20



Remerciement :

Je voudrais tout d'abord remercier grandement Mme Stéphanie Pellerin ma tutrice à l'IRBV, qui m'a permis de réaliser ce stage mais également pour son suivi régulier et sa grande aide tous au long des 6 mois de stage dès que je la sollicitais.

Tout comme M. Bernard Amiaud qui m'a bien conseillé sur mes lectures.

Je remercie également notre équipe de terrain à savoir Daniel, Yves et Joël avec qui nous avons formé une super bonne équipe à la fois efficace sans pour autant oublier de rigoler, vous me manquez.

J'adresse également une pensée à tous les employés et stagiaires de L'IRBV dont la bonne humeur et la bonne ambiance ont rendu toute la durée de ce stage très agréable.

Je ne peux décemment pas oublier ma famille qui aura également permis de rendre ce voyage possible grâce à leur soutien au quotidien.

Je remercie aussi tous les gens que j'aie pu rencontrer à Montréal, que ce soit mes super colocataires ou tous les amis que j'aie pu me faire, vous avez tous contribué à rendre ce stage un souvenir inoubliable.

Enfin encore un énorme et grand merci à Daniel Blouin avec qui j'ai partagé ces 6 mois de stage et dont la bonne humeur aura égayé mes journées aussi bien de travail que de loisir et m'aura donné le courage de me lever si tôt chaque jours, je n'aurais pas pu rêver d'un meilleur binôme, en lui souhaitant de réussir tous ses futurs projets.



I. Introduction

Depuis 2008, plus de la moitié de la population mondiale habite en ville, et les prévisions indiquent que cela atteindra 66% en 2050 (ONU 2014). Les villes ont donc besoin de plus en plus d'espaces et continue donc à s'étendre toujours d'avantage sur les zones à proximité les affectant de manière importante. La biodiversité urbaine étant aujourd'hui reconnue comme un enjeu d'avenir important, sa préservation figurant même au plan d'action issu de la Conférence de Nagoya sur la biodiversité de 2010 (Ahmed Djoghlaoui, Discours introductif), il importe de bien comprendre les facteurs la favorisant ou la défavorisant.

Dans les villes, aussi bien qu'ailleurs, la destruction et la fragmentation des habitats ainsi que la propagation des espèces exotiques contribuent largement à la perte de biodiversité à l'échelle de la planète. D'après l'étude de McKinney and Lockwood (1999), plus de 50% des espèces végétales ou animales connues seraient en effet négativement affectées par l'une ou l'autre de ces perturbations. Différentes études ont par ailleurs montrées que la dégradation des milieux nouvellement urbanisés affecte la survie des espèces indigènes spécialistes (DeCandido, 2004 ; Williams et al. 2005 ; Knapp et al., 2010 ; Kowarik, 2011). De plus des données historiques ont montrées que l'urbanisation a entraînée une diminution de la richesse spécifique de la végétation en Europe (Pyšek et al., 2004) ainsi qu'en Amérique du Nord (DeCandido et al., 2007). À l'inverse, certaines études comme celle menée par Sax & Gaines (2003) montrent que l'établissement des espèces exotiques est parfois plus élevé que l'extinction des espèces indigènes. En effet, en milieu urbain les différentes activités anthropogéniques comme l'horticulture, les transports, ou les cultures économiques, auraient affaibli de façon importante les barrières biogéographiques de la dispersion des espèces (Ricotta et al., 2012), favorisant ainsi la naturalisation d'espèces exotiques généralistes. En conséquence de ces changements en espèces, les milieux urbains sont souvent caractérisés par une homogénéisation biotique, c'est-à-dire une perte de la variabilité de la diversité entre les milieux (diversité beta) (McKinney, 2006).

Malgré tout, il est toujours possible de trouver une diversité spécifique très élevée dans les villes mais ce n'est pas pour autant que l'on peut rencontrer une diversité fonctionnelle élevée. Bien au contraire il a été démontré que les traits fonctionnels en ville avaient tendance à s'homogénéiser vers certains traits seulement (Williams et al., 2005 ; Lososová et al., 2006 ; Knapp et al., 2008 ; Chocholoušková and Pyšek, 2003 ; DeCandido et al., 2007). De ce fait la biodiversité fonctionnelle reposant sur le nombre de trait fonctionnel présent dans la communauté observée a également tendance à se réduire.

Pour pouvoir étudier les assemblages des villes nous avons utilisé le cadre conceptuel de Whittaker (1972) qui décrit l'homogénéisation comme une augmentation de la diversité à l'échelle locale (diversité α) accompagnée d'une réduction de la diversité entre les différents sous milieux (diversité β). Pour ce faire plusieurs études ont déjà été réalisées afin d'étudier l'homogénéisation biotique sur différentes échelles, la comparaison de plusieurs villes d'une même région (Grapow and Blasi, 1998 ; Celesti-Grapow et al., 2006) ou en comparant les villes à celle des régions voisines (Bigirimana et al., 2012 ; Knapp et al., 2008). Mais les résultats varient en fonction des zones étudiées, même si certaines tendances ressortent comme le fait que les centres urbains s'homogénéiseraient plus que leurs régions périphériques.

De plus les villes hébergent des milieux très hétérogènes, offrant de nouveaux filtres environnementaux et des assemblages d'espèces qui n'existent pas dans les milieux dit « naturels » (Kowarik, 2011). Mais ces différents filtres sont très complexes et parfois très localisés que ce soit dû au îlot de chaleur (Sieghardt et al., 2005), à l'abondance de surfaces imperméables ou les

perturbations associées à la construction et l'entretien des infrastructures (Tredici, 2010) et encore l'abandon des pratiques conduisant à l'établissement de succession végétal plus avancée (Muratet et al., 2007). C'est pourquoi il est difficile de s'intéresser à la diversité fonctionnelle sur l'ensemble d'une ville tant les conditions sont variables à l'intérieur de ces grands écosystèmes.

Mais qu'est-ce qu'un trait fonctionnel ?

Un trait est une caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique mesurable au niveau de l'individu, de la cellule de ces individus voire au niveau de l'organisme entier (Violle et al., 2007). Contrairement aux traits de performance qui contribuent directement à la fitness, les traits fonctionnels ont un impact sur les caractéristiques de performance (et donc indirectement sur la fitness) (Violle et al., 2007). Pour être pertinent les traits choisis doivent avoir un lien avec la fonction de la plante, être facile à observer et à mesurer (Garnier et al., 2004). Comme par exemple le mode de dispersion des espèces, car on sait que la fragmentation importante dans les villes favorise les espèces pouvant se disperser facilement sur des grandes distances (Kowarik, 2011). Les traits doivent également pouvoir être mesurés en suivant des protocoles normalisés applicables dans diverses conditions (Hendry and Grime, 1993; Cornelissen et al., 2003). Dans notre cas les traits relevés seront moyennés par espèce afin de pouvoir les comparer entre eux en fonction des différents habitats.

Dans ce contexte, cette étude a pour but de comprendre l'effet de l'urbanisation sur la diversité floristique des régions urbaines, et ce, en tenant compte au maximum de l'hétérogénéité des habitats spécifiques à ces écosystèmes. Pour ce faire des relevés floristiques ont été effectués dans les communautés métropolitaines de Québec et de Montréal (Québec, Canada) sur des espaces non-entretenus où les espèces floristiques s'établissent de façon spontanée en excluant les îlots forestiers, les parcs et les autres espaces aménagés qui dépendent d'une dynamique de régénération végétale différente de celle voulu dans cette étude. Il est également important ici de noter que la naturalisation d'espèces exotiques est plus récente en Amérique du Nord qu'en Europe, les plus vieilles preuves de naturalisation datent seulement du 17^e siècle (Lavoie et al., 2012). De ce fait les résultats d'études européennes pourraient ne pas s'appliquer aux villes québécoises.

De plus on peut affirmer que la mesure des traits de plantes semble représenter des outils pertinents pour prédire les dynamiques des espèces en réponse à l'environnement. (Lavorel et al., 2007). Ceci est d'autant plus vrai à l'échelle local pour l'acquisition des plantes de leurs ressources et comme indicateurs des effets de filtres environnement impliqués dans la structuration des communautés végétales le long de différents gradients (McGill et al., 2006 ; Shipley et al., 2006). D'autant plus qu'une réduction de la diversité fonctionnelle peut entraîner une réduction de la quantité de services écologiques produits (Groffman et al., 2014) et qu'en général la diversité fonctionnelle permet de bien prédire la productivité et la stabilité des processus écosystémiques (Mason et al., 2005).

Pour conclure, ce projet a pour objectif spécifique d'évaluer si la flore spontanée urbaine diffère entre les divers types d'habitats ou encore si la flore urbaine est dominée par certaines espèces exotiques et si ces dernières induisent une homogénéisation biotique dans les différents habitats et enfin à voir si l'intensité d'urbanisation influence l'homogénéisation.

II Matériel et méthodes

1) Régions d'étude

L'étude a été réalisée dans les communautés métropolitaines de Montréal (CMM) et de Québec (CMQ) situées toutes les deux au sud-est de la province du Québec et toutes deux bordées par le fleuve Saint-Laurent. Au Québec les communautés métropolitaines sont des organismes de gestion et de planification régionale regroupant plusieurs municipalités urbaines. La CMM regroupe 82 municipalités et est la deuxième plus grande agglomération urbaine du Canada alors que la CMQ regroupe 28 municipalités. La CMQ couvre une superficie de 484 km² pour une population de plus de 790 000 habitants, soit près de 10% de la population du Québec (Gazette officielle du Québec 2014). La population de cette région aurait doublée depuis les années 1960 (CMQ 2011a,b). La CMM s'étend sur une superficie de 4 258 km² accueillant une population d'environ 3 900 000 habitants en 2015, soit 48% de la population du Québec (CMM 2015, Statistique Canada). La population de la CMM a triplée depuis les années 60 alors que la surface du territoire véritablement urbain à elle doublée sur cette même période soulignant l'importance du degré d'étalement des villes sur les milieux péri-urbains (Statistique Canada 2012).

Les deux communautés métropolitaines ont un climat de type continental humide, il est cependant plus froid et humide dans la CMQ. En effet la CMM reçoit environ 979mm de précipitations par an contre 1230 pour la CMQ. De même pour les températures ou la moyenne pour le mois de Janvier et Juillet est de -12.8 et 19.2°C pour la CMQ alors qu'elle est de -10,2 et 20,9°C pour la CMM.

2) Les sites d'échantillonnage 2014.

L'ensemble des territoires de la CMM et de la CMQ ont été divisés en 3 classes d'urbanisation. Ces classes ont été déterminées grâce à l'Indice d'Influence Humain (Global Human Influence Index) développé par la NASA plus précisément par Wildlife Conservation Society (WCS) et le Centre de Columbia University Center for International Earth Science Information Network (CIESIN). Il est créé à partir de 9 couches de données mondiales formant des pixels de 1km² sur l'ensemble de la planète (Sanderson et al., 2002); <http://sedac.ciesin.columbia.edu>). N'ont été retenus de ces couches que les pixels dont la valeur est supérieure à 48, car les valeurs inférieures sont associées à des milieux naturels ou très faiblement urbanisés. Les valeurs d'indice comprises entre 48 à 55 incluses ont été associées à la classe d'urbanisation faible, de 56 à 64 pour la classe moyenne, et les valeurs de 65 et plus à la classe d'urbanisation élevée, ces zones ont été représentées sur QGIS. Enfin pour qu'un pixel puisse être retenu il devait être en contact avec 3 autres pixels de sa classe afin d'éviter au maximum les effets de bordure.

Ensuite, toutes les écoles présentes dans chacune des zones de niveau d'urbanisation ont été identifiées, puis 30 ont été sélectionnées de façon aléatoire dans chaque niveau, pour un total de 90 écoles par région d'étude et par agglomération. A proximité de chacune des écoles (moins de 500 m), 4 types de micro-habitats ont été échantillonnés à savoir : « haie, bord de mur, clôture entretenue et clôture non entretenue » (voir Tableau 1).

Sur chaque site une parcelle de 5m² a été placée sur les 4 micro-habitats dans laquelle toutes les espèces vasculaires ont été inventoriées et leur recouvrement évalué selon le recouvrement de Braun-Blanquet. Le substrat a également été noté (béton, asphalte, sable, terreau, gazon) et si possible prélevé pour l'analyser selon Johnson et al. (2014) afin de quantifier le pH, ainsi que les teneurs en matières organiques et minérales. Egalement quand le substrat le permettait la

pénétrabilité du sol a été calculée avec un pénétromètre (dynamic cone penetrometer). Enfin les inventaires des micro-habitats ont été faits à l'été 2014 entre juin et août.

Tableau 1. Critère de sélection des sites d'échantillonnages (D'après Daniel Bouin)

Micro-habitats	Critères sélection
Haie	Hauteur comprise entre 1 et 3m. La haie doit présenter une certaine continuité (maximum 50 cm entre la base de chaque plant constituant la haie). Privilégier les haies sur des territoires publics.
Bord de mur	Interstice entre 2 surfaces minérales (béton, asphalte, surface caillouteuse). Exclusion lorsque le substrat est un terreau du gazon. Lorsqu'aucun mur n'est présent, l'interstice entre trottoir et le pavé peut être sélectionné.
Clôture entretenue	Exclusion des clôtures en bois. Des signes d'entretien à proximité peut être acceptés (coupe gazon), mais la flore sous la clôture doit être intacte.
Clôture non-entretenu	Exclusion des clôtures en bois. Aucun signe d'entretien (pas de coupe de gazon adjacente). La présence de jeune arbre peut être un bon indice.

3) Relevés pour les friches.

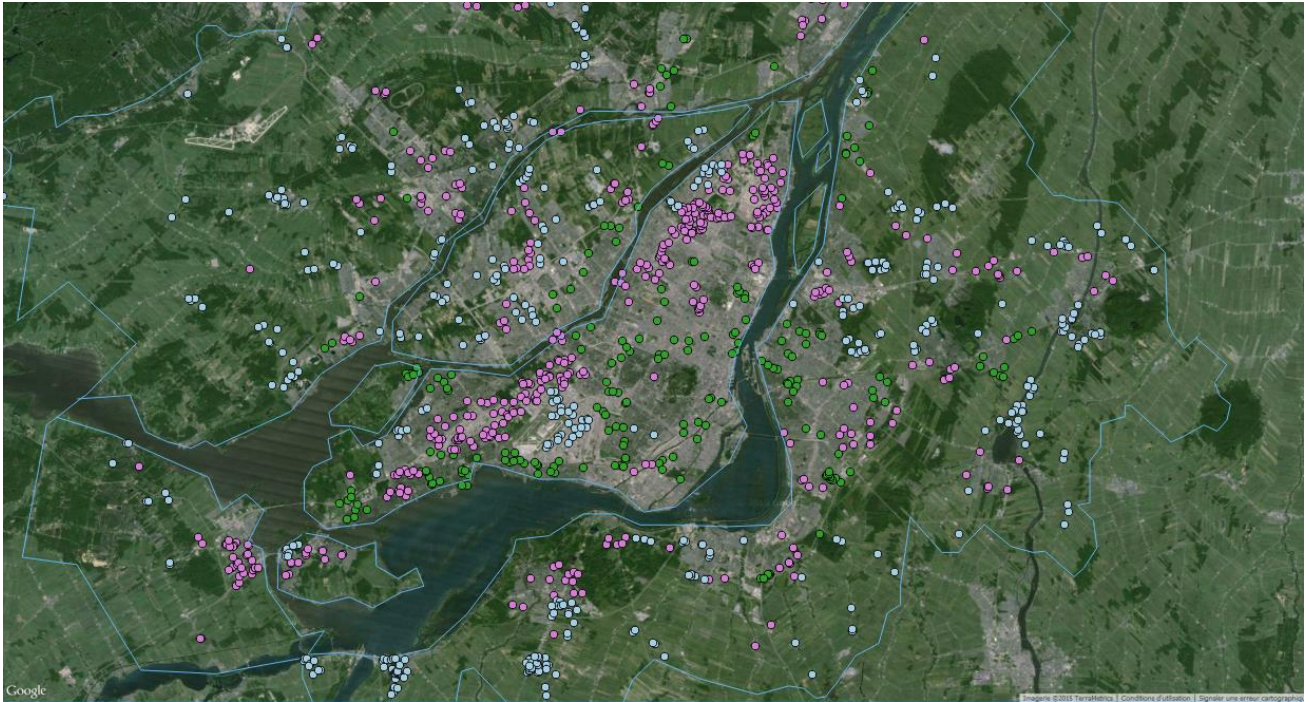
Les friches ont été préalablement identifiées sur Qgis 2.8.1 à partir d'image satellite de Google maps à partir de l'extension « OpenLayers plugin » par Daniel Blouin étudiant en maîtrise et en charge principale du sujet et moi-même. Toutes les zones pouvant être considérées comme une friche urbaine ont été identifiées. Ainsi à la fin 1165 sites pouvant présenter une friche ont été placés sur Qgis sur les 3 différentes couches, 211 en urbanisation élevée, 485 en urbanisation moyenne et 469 pour l'urbanisation faible, pour la ville de Montréal (graphique 1). Les friches sur la communauté urbaine de Québec ont été réalisées par une autre équipe présente à Québec.

Le nombre de friche repéré fut trop important et par manque de temps nous ne pouvions pas visiter les 1165 friches supposées c'est pourquoi nous n'avons été voir que les zones où la probabilité selon nous de trouver une friche était très élevée. Le pré-échantillonnage s'est déroulé du 19 mai au 05 juin, par Daniel et moi et a permis de déterminer que les sites identifiés sur SIG était effectivement une friche herbacée et de réaliser une description sommaire de chaque site (taille, environnement, communautés floristiques, substrat de croissance, etc.) nécessaire à la sélection finale des sites. Pendant le pré-échantillonnage 212 friches ont été recensées (graphique 2) 45 en classe fortement urbanisées, 68 pour les moyennement urbanisées et 85 pour les faiblement urbanisées sur tout le CMM alors que 14 se sont retrouvées hors des zones tracées.

Une fois le pré-échantillonnage terminé nous avons sélectionné 20 friches par classe d'urbanisation, pour un total de 60 friches dans chacune des deux communautés urbaines, de manière à avoir des conditions les plus uniformes possibles entre les friches afin d'éviter trop de bruit dans les tests statistiques réalisés par la suite.

Les relevés dans les friches ont eu lieu du 4 juin au 30 juillet. Par moi-même, Daniel et deux aides terrain Yves Roy technicien de terrain et Joël Remillard-Pelchat stagiaire au baccalauréat. Dans chacune de ces friches nous avons inventorié entre 5 et 20 quadrats de 1 m², selon la taille de la friche, à l'intérieur desquels toutes les espèces vasculaires présentes ont été identifiées et leur recouvrement par Braun-Blanquet noté. Une fois les parcelles réalisées une marche (proportionnelle en temps à la taille de la friche) a permis de faire la liste complète des espèces vasculaires présentes

dans la friche afin d'avoir des données assez fiables sur la diversité qui vont permettre différentes analyses statistiques.



Graphique 1 : SIG de Montréal et des différentes place supposé de friche (en rose friche supposée dans la classe d'urbanisation moyenne, en bleu, faible et en vert, élevée)



Graphique 2 : SIG de Montréal et des différentes place des friches pré-échantillonné

Des échantillons de sols ont également été prélevés à chacune des friches visitées et séchés en étuve pour analyse future. Les diverses inconnus ont toutes été récoltées et pressées en herbier pour permettre leur identification futur en laboratoire.

4) Les analyses statistiques

La mise en forme des données s'est faite sur le logiciel Excel qui a également permis d'analyser les différentes compositions floristiques recueillis. Le degré d'homogénéisation a été évalué entre les différentes villes, classe d'urbanisation et micro-habitats. Pour se faire ont été calculées diverses informations sur la richesse spécifique de chaque zone permettant les calculs des indices de diversité (Simpson, Shannon et Hill)

$$\text{L'indice de Simpson} \rightarrow \mathbf{D} = \sum \frac{Ni(Ni - 1)}{N(N - 1)}$$

$$\text{L'indice de Shannon-Weaver} \rightarrow \mathbf{H'} = - \sum \left(\left(\frac{Ni}{N} \right) \times \log 2 \left(\frac{Ni}{N} \right) \right)$$

$$\text{L'indice de Hill} \rightarrow \mathbf{Hill} = \frac{1/D}{e^{H'}}$$

Ni: total des indices de Braun-Blanquet d'une espèce donnée présent dans un milieu

N: total des indices de Braun-Blanquet de tous les individus présent dans un milieu

Pour la diversité bêta je me suis intéressé à la diversité de Sorensen qui calcul les similarités entre deux zones différentes.

$$\mathbf{Sorensen} = \frac{2c}{S1+S2} \quad \text{avec c qui est le nombre d'espèce en commun entre les deux milieux et S1 et S2 la richesse spécifique de chacun des habitats.}$$

Le logiciel R a également été mis à partie notamment pour réaliser une ANOVA afin de savoir si notre protocole nous permettait de bien mettre en évidence des différences significatives entre les richesses spécifiques des villes, des niveaux d'urbanisation et des micro-habitats.

La fonction Indval a également été utilisée avec le package labdsv sur R afin de connaître les espèces qui sont caractéristiques d'un certain type de milieux selon Laliberté et Legendre (2010). Une espèce est considérée comme indicatrice si elle est typique d'un groupe de relevés c'est-à-dire si elle est présente dans tous les relevés d'un groupe et peu présentes voire absente des autres.

Pour chaque espèce i dans chaque groupe de relevés j, on calcule le produit de Aij, soit la moyenne des abondances de l'espèce i dans les sites dans le groupe de relevés j par rapport à tous les groupes, par Bij, soit la fréquence relative d'occurrence de l'espèce i dans les sites du groupe j, comme ceci :

$$\begin{aligned} \mathbf{A_{ij}} &= \mathbf{N_{individus_{ij}} / N_{individus_i}} \\ \mathbf{B_{ij}} &= \mathbf{N_{sites_{ij}} / N_{sites_j}} \\ \mathbf{IndVal_{ij}} &= \mathbf{A_{ij} * B_{ij} * 100} \end{aligned}$$

où IndVal est la valeur indicatrice de l'espèce i dans le groupe de relevé j. Aij mesure la spécificité de l'espèce pour un groupe alors que Bij mesure la fidélité de cette espèce à l'intérieur de ce groupe. La valeur indicatrice de l'espèce pour un niveau de la classification des relevés en différents groupes est la plus large valeur d'IndVal observée pour un des groupes. (Dufrêne, 2003)

Enfin certaines placettes ont été supprimées des analyse en raison de données manquantes, en effet leur classe d'urbanisation ou autres données étaient manquante les rendant inutilisables dans l'analyse.

Les relevés sur les friches n'ayant eu lieu que récemment les analyses statistiques au sein de ces milieux ne seront pas abordées dans ce rapport.

III Résultat

1) Richesse spécifique

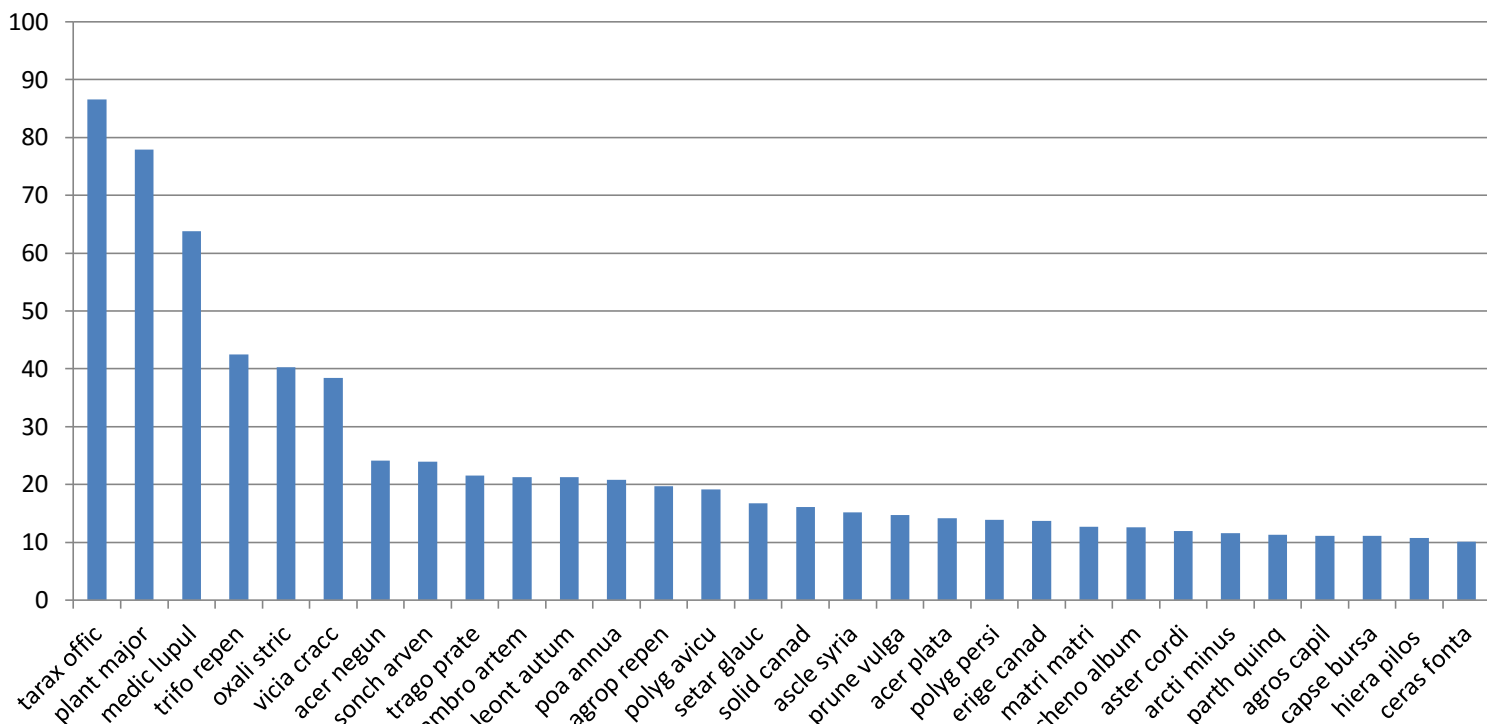
Diversité α

Sur la totalité des relevés effectués en 2014, un total de 273 espèces vasculaires, réparties au sein de 21 genres, ont été identifiées dans les secteurs d'étude. Plus spécifiquement, 154 espèces ont été identifiées dans la CMM et 230 dans la CMQ. On constate également des différences plus ou moins importantes selon les classes d'urbanisations ou des micro-habitats comme on peut le voir sur le tableau 2 ci-dessous.

Tableau 2 : Richesse spécifique et liste des indices de Simpson, Shannon et Hill pour les villes, classe d'urbanisation et les micro-habitats

	Richesse spécifique	Simpson	Shannon	Hill
Ville				
Montréal	154	0,062	4,959	0,113
Québec	230	0,035	5,828	0,085
Classe d'urbanisation				
faible	194	0,051	5,338	0,095
moyen	193	0,047	5,443	0,092
élevé	203	0,05	5,417	0,088
micro-habitat				
Clôture	165	0,058	5,064	0,109
Clôture non entretenu	190	0,055	5,241	0,096
haie	204	0,027	4,879	0,278
Pied de mur	169	0,03	4,101	0,557

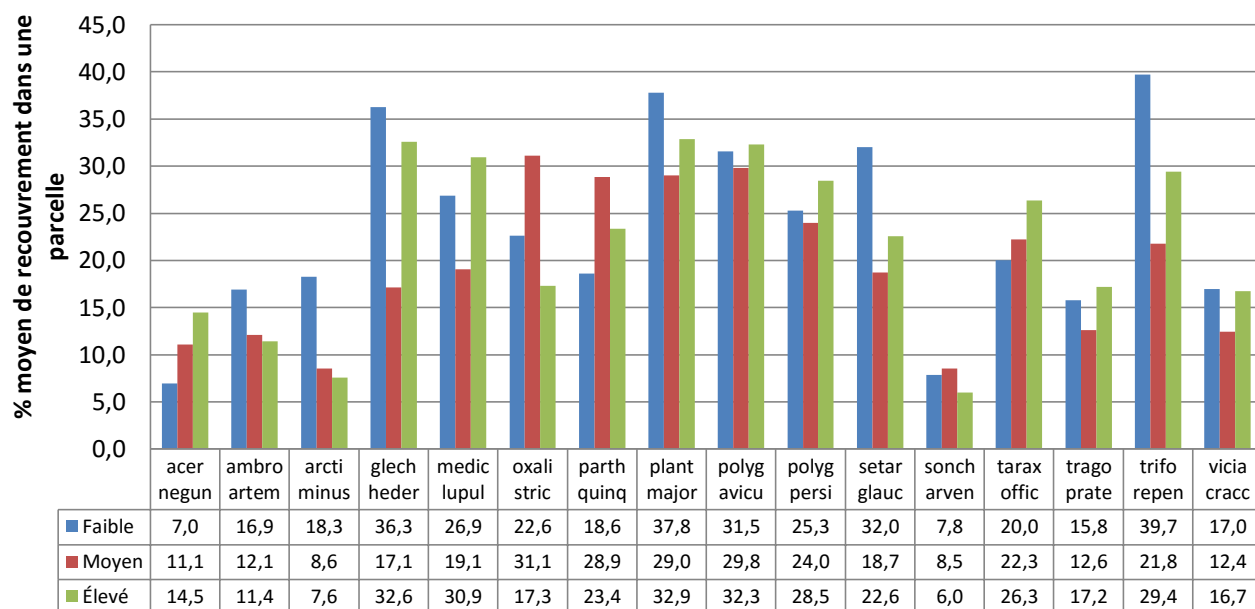
Si on s'intéresse à la fréquence des espèces sur l'ensemble des mesures, on s'aperçoit que trois espèces se retrouvent dans plus de 60% des relevés. Il s'agit de *Taraxacum officinalis*, *Plantago major* et *Medicago lupulina* (Graphique 3). Deux autres espèces se retrouvent dans plus de 40% des relevés, *Trifolium repens* et *Oxalis stricta*. Sept espèces se trouvent entre 40 et 20%, ainsi que 19 autres espèces présentes dans 10 à 20 % des relevées. Enfin on retrouve les 222 autres espèces dans moins de 10% des relevés dont 153 présents dans moins de 1% des relevés.



Graphique 3 : Fréquence des 30 espèces les plus fréquentes sur la totalité des quadras effectués en 2014

Les trois espèces les plus fréquentes sont les mêmes dans les deux agglomérations. Certaines différences dans la fréquence des espèces sont toutefois présentes entre les régions. Par exemple, *Poa annua* est présent dans 40% des relevés de la CMQ alors que cette espèce est absente de la CMM. A l'inverse *Tragopogon pratensis* est présent dans plus de 30% des relevés de la CMM et dans moins de 8% des parcelles échantillonnées dans la CMQ.

Les mêmes tendances sont pour la plupart observées aussi pour de recouvrement des espèces, indiquant que ce sont bien les espèces les plus fréquentes qui ont le recouvrement le plus important. (Graphique 3 et 4)



Graphique 4 : Pourcentage de recouvrement des 16 espèces de la flore dominante de Montréal le long d'un gradient d'urbanisation. (Réalisé par Daniel Blouin)

Selon les résultats de l'Anova réalisée sur la matrice de présence-absence des espèces, les régions d'étude et les habitats ne sont pas similaires en termes de richesse spécifique. Ainsi, villes de Montréal et de Québec sont significativement différentes avec un F de 171,344 et une p-value

≤ 0.001 . Pour les micro-habitats les différences significatives varient en fonction de la région le micro-habitat pied de mur n'est pas significativement différent des autres à Montréal alors que pour Québec seule cette zone est significativement différente. Cependant pour les deux villes le micro-habitat avec la richesse spécifique la plus élevée est la clôture non entretenue (10,7 espèces en moyenne à Montréal et 13,94 à Québec). Alors que le micro-habitat le moins riche est la clôture entretenue à Montréal avec 8,05 espèces en moyenne et pour Québec il s'agit du pied de mur avec 10,97 espèces en moyenne par relevé qui est le plus pauvre (Graphique 5). Enfin pour les classes d'urbanisations l'Anova n'a pas permis de montrer des différences significatives entre les 3 classes, élevé, moyenne et faible et aucune corrélation entre les deux villes. Sur l'ensemble des relevés cependant la classe d'urbanisation élevée possède la meilleure moyenne 11,44 et la classe moyenne la plus faible avec 10,83.

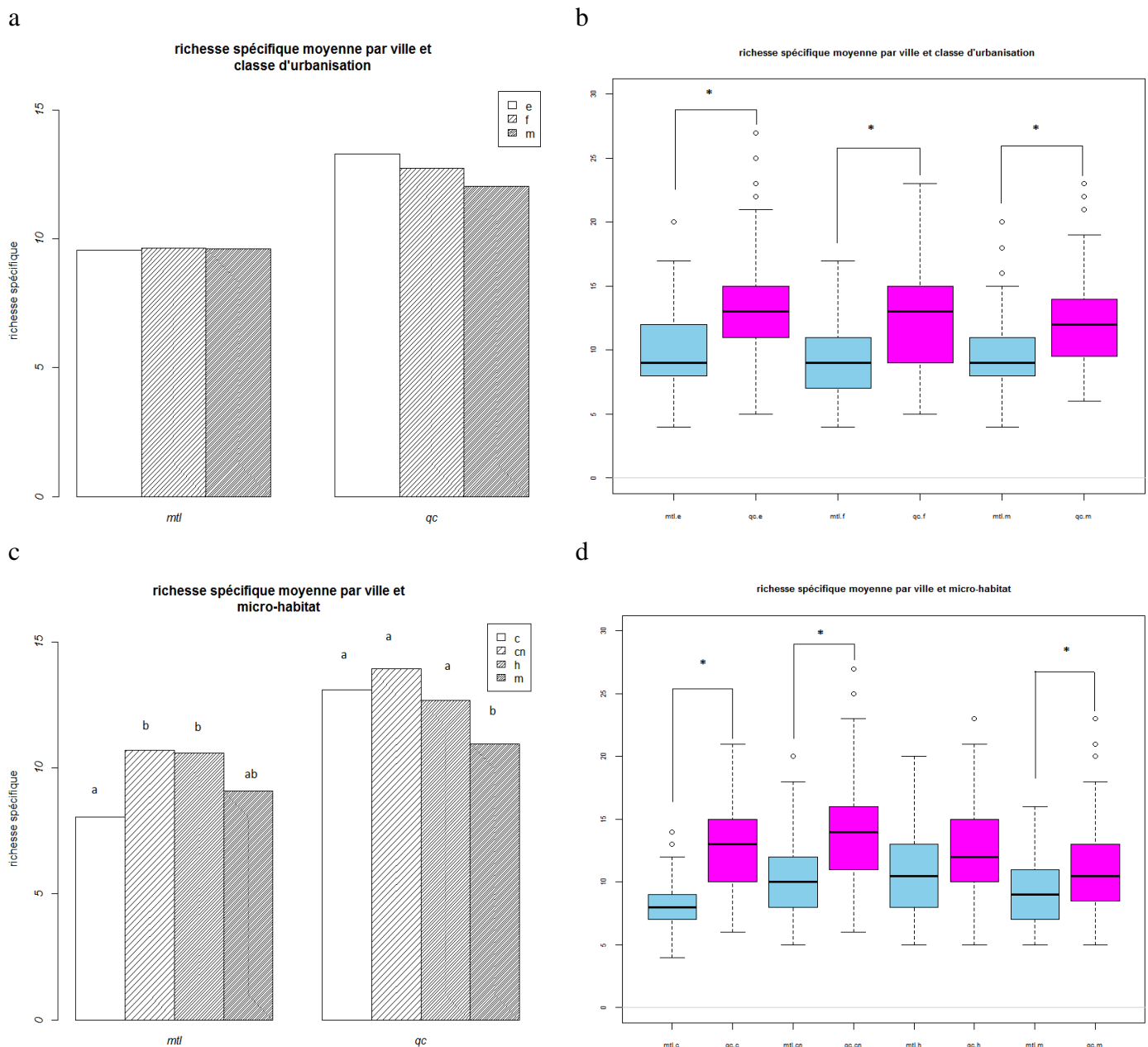


Figure 5 : a) barplot des moyennes de richesse spécifique des parcelles de chaque micro-habitat par ville e=élevée, f=faible, m=moyennement, il n'y a de différence de différence significative dans une même ville.. c) barplot des moyennes des parcelles de chaque classe d'urbanisation par ville c=clôture, cn=clôture non entretenue, h=haie,

m=pied de mur, différentes lettres correspondent à des différences significatives. Les boxplots en bleu correspondent à la ville de Montréal et en rose à la ville de Québec. b) boxplot des moyennes des parcelles de chaque micro-habitat comparer entre chaque ville, les * signifient qu'il y a une différence significative entre les villes (dans l'ordre classe élevée, faible et moyenne). d) boxplot des moyennes des parcelles de chaque classe d'urbanisation comparer entre chaque ville, les * signifient qu'il y a une différence significative entre les villes, (dans l'ordre c, cn, h et m).

Diversité β et indices de diversité

Pour l'indice de Simpson la valeur de chaque milieu d'étude (ville, micro-habitat ou classe d'urbanisation) est proche de 0 indiquant donc un indice de diversité élevée de toutes les zones (tableau 2). Avec l'indice de Shannon-Weaver on trouve un indice supérieur à 2 (supérieur à 4 même) pour chacun des calculs. Enfin l'indice de Hill est valeur inférieure ou proche de 0,2 pour tous les sites (signifiant une diversité importante) excepter pour le micro-habitat mur (sans faire la distinction entre la ville de Montréal et Québec) possède un indice de 0,55 qui montre ainsi une diversité bien plus faible que dans les autres zones. Cependant si on prend les villes indépendamment ce micro-habitat retrouve un indice de Hill inférieur à 0,2.

Quand on compare entre la CMM et la CMQ, l'indice de Sorensen n'est que de 0,583 montrant des zones assez différentes l'une de l'autre. Si on s'intéresse maintenant aux micro-habitats on voit que l'indice de Sorensen varie de 0,731 entre les micro-habitats clôtures entretenues et les micro-habitats haie et mur à 0,851 entre les clôtures entretenues et les clôtures non entretenues dont les milieux possèdent la flore et la plus semblable, ce qui n'est pas étonnant au vue de la similarité des conditions de ces habitats.

Enfin entre les niveaux d'urbanisation l'indice de Sorensen varie entre 0,702 et 0,713 montrant que les 3 différentes classes d'urbanisations possèdent finalement une flore assez semblable.

Ont été également calculé la variabilité de chacun des micro-habitats ou des classes d'urbanisations. Pour les trois classes d'urbanisations on obtient un indice de Sorensen de 0,3 au sein de chacune des classes. Pour les micro-habitats l'indice de Sorensen va de 0,27 pour la clôture entretenue à 0,31 pour la clôture non entretenue. Cette différence entre les différents quadrats de la même zone est expliquée au $\frac{3}{4}$ par le remplacement des espèces (c'est-à-dire par la présence d'espèces différentes au sein des quadrats), alors que seulement $\frac{1}{4}$ est expliqué par la richesse spécifique entre les différents quadrats.

Espèces indicatrices

L'analyse IndVal a permis de mettre en évidence différentes espèces indicatrices en fonction des classes d'urbanisation, huit espèces ont été identifiées comme indicatrices en milieu fortement urbanisé dont *Acer negundo*, *Festuca rubra* et *Solanum dulcamara*. Pour les milieux faiblement urbanisés, les espèces les plus indicatrices sont *Ambrosia artemissifolia*, *Asclepias syriaca* et *Digitaria ischaemum* pour un total de neuf espèces indicatrices. Enfin pour les milieux moyennement urbanisés on ne trouve que trois espèces indicatrices qui sont *Stellaria media*, *Calystegia sepium* et *Galium trifolium*. (Tableau 3)

Tableau 3 : P-values du test « Indval » ainsi que l'unicité et spécificité des principale espèces indicatrice

Espèces	p-values	unicité	spécificité
urbanisation : élevée			
<i>Acer Negundo</i>	0,001	0,39	0,26
<i>Festuca rubra</i>	0,007	0,62	0,11
<i>Solanum dulcamara</i>	0,025	0,25	0,05
<i>Rubus idaeus</i>	0,001	0,75	0,04
<i>Sorbus aucuparia</i>	0,016	0,68	0,02
urbanisation : faible			
<i>Ambrosia artemissifolia</i>	0,01	0,45	0,26
<i>Asclepia syriaca</i>	0,027	0,48	0,16
<i>Digitaria ischaenum</i>	0,029	0,8	0,001
<i>Cirsium arvense</i>	0,024	0,62	0,05
urbanisation : moyenne			
<i>Stellaria media</i>	0,046	0,36	0,1
<i>Convolvulus sepium</i>	0,016	0,59	0,04
<i>Galium triflorum</i>	0,017	0,58	0,02

Espèces exotiques et indigènes

Sur tous les relevés effectués 42,8% des espèces inventoriées sont des espèces exotiques. La flore spontanée échantillonnée dans la région de la CMQ était constituée elle à 41% d'espèces exotiques et de 51,3% dans la CMM. En moyenne, les parcelles d'échantillonnage étaient constituées de 63,2% d'espèces exotiques dans la CMQ et de 75,6% dans la CMM.

Pour les différentes classes d'urbanisation ou de micro-habitats le pourcentage d'espèces exotique est assez semblable variant de 54,2% pour les milieux fortement urbanisés à 52,6% pour ceux faiblement urbanisé, alors qu'il varie de 50,3% pour les clôtures entretenues à 56,9% pour les haies. Ainsi les différentes zones sont environ constituées de moitié d'espèces exotiques et indigènes. Par ailleurs les 5 espèces les plus présentes dans les relevés sont toutes des espèces exotiques. (Tableau 4 et graphique 5)

Tableau 4 : Pourcentage d'espèces exotique ou indigène dans chacune des classe d'urbanisation ou micro-habitats, exprimé à partir des richesses spécifique de chaque milieux, e= urbanisation élevé, f=faible, m=moyennement, c=clôture, cn=clôture non entretenu, h=haie, m=pied de mur

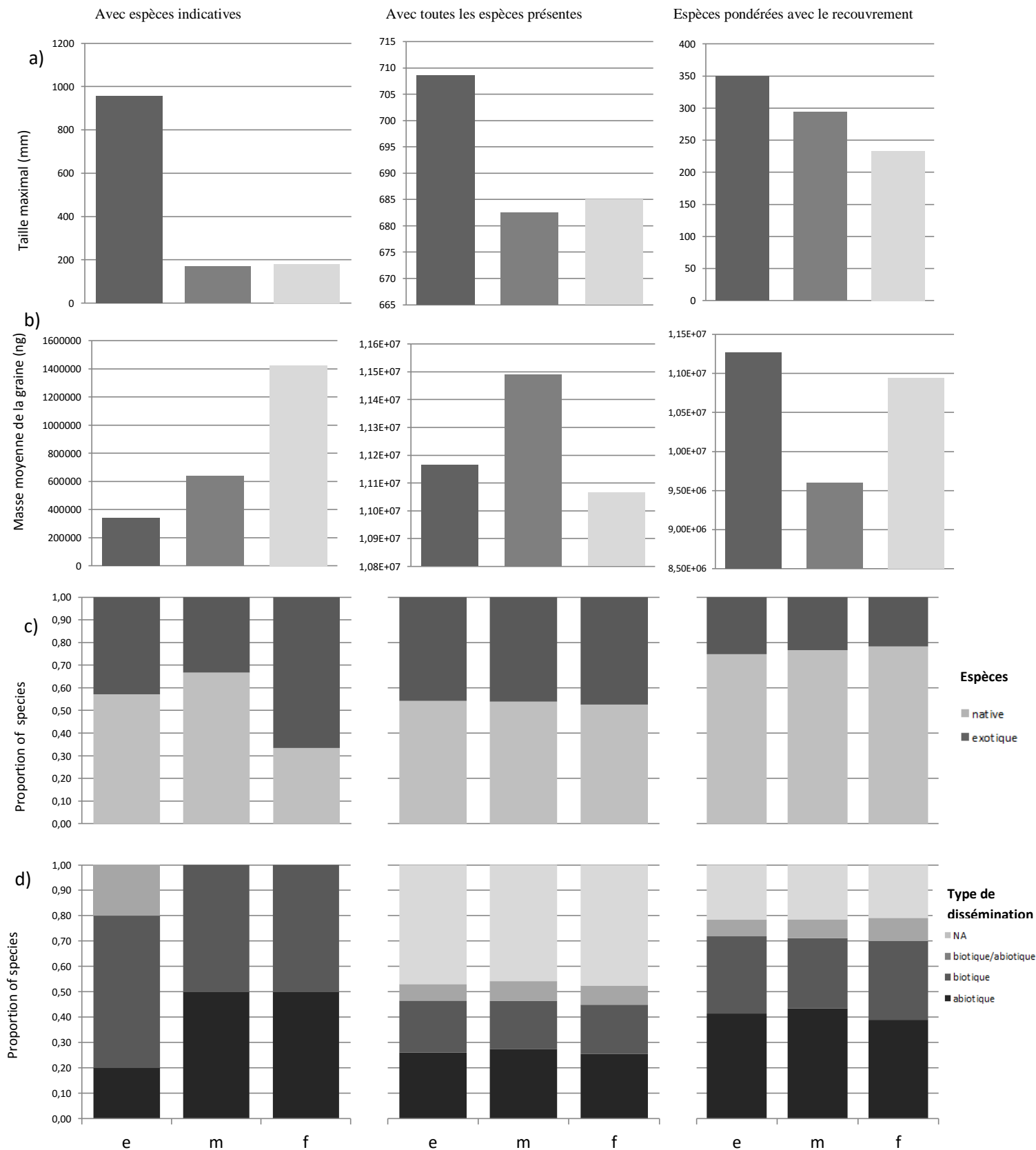
	e	f	m	c	cn	h	m
indigène	45,8%	46,1%	47,4%	49,7%	45,8%	43,1%	48,5%
exotique	54,2%	53,9%	52,6%	50,3%	54,2%	56,9%	51,5%

2) Diversité fonctionnelle

Par manque de temps et de donné (jeux de donné acquis par d'autre membre du laboratoire pendant leurs phases de terrain) seul des analyses de surfaces ont été réalisées sur le jeu de donné des relevés faits en 2014.

Ont été observé différentes données comme la masse moyenne des graines, la taille maximale de plantes trouvées ou le mode de dissémination des graines selon 3 critères l'un avec seulement les

espèces indicatrices de chaque classe d'urbanisation, l'autre en prenant la totalité des espèces inventoriées dans chaque zones en présence-absence et enfin la dernière en prenant également la totalité des espèces mais cette fois pondérer par le recouvrement de chacune.



Graphique 5 : Taille maximal et proportion d'espèces associées à différents traits fonctionnel et présent dans chacune des classes d'urbanisations, e = classe d'urbanisation élevée, m = classe d'urbanisation moyenne et f = classe d'urbanisation faible. a) taille maximal moyenne rencontrée dans chacune des classes d'urbanisation, b) Masse moyenne des graines retrouvée dans chacune des classes d'urbanisation en μg , c) Pourcentage d'espèces indigènes ou exotiques rencontrés dans les différentes classes d'urbanisation, d) Pourcentage des espèces ayant un même type de dissémination de leur graine. Les tailles des échantillons sont pour les espèces indicatives $n = 19$; 7 pour la classe élevée, 3 pour la classe moyenne et 9 pour la classe faible. Pour le total $n = 196$ pour la classe élevée, $n = 185$ pour la classe moyenne et $n = 190$ pour la classe faible. Graphique inspiré de Li and Waller (2015).

Pour l'ensemble des espèces on constate malgré que le pourcentage d'espèces exotiques soit d'environ 50% pour la présence-absence le pourcentage des espèces exotiques est très fortement diminué si on considère le recouvrement des espèces ainsi la part des espèces indigènes passe à environ 70% ce qui est bien plus important. Pour ce qu'il est des espèces indicatrices on remarque que la part d'espèces exotiques est plus élevée pour la classe d'urbanisation faible environ 70% alors qu'elle n'est que de 45 ou 35% pour les classes moyennement ou fortement urbanisées.

Pour le mode de dissémination il manque malheureusement une grande partie des données (environ 50% des espèces) mais cette part diminue fortement quand on considère le recouvrement de chaque espèce. On observe que quel que soit la matrice prise il y a toujours plus d'espèces dont le mode de dissémination est abiotique (25% en présence/absence et 40% pondéré par le recouvrement) pour 20% des espèces total qui ont un mode de dissémination biotique et 30% en recouvrement. La part des espèces qui peuvent avoir une dissémination à la fois biotique et abiotique reste quant à elle stable entre 5 et 10%. Pour les espèces indicatrices le nombre d'espèces ayant une dissémination abiotique et biotique est égal à 50% pour les classes moyennement et faiblement urbanisées, alors que pour la classe fortement urbanisée la part d'espèces ayant une dissémination biotique est bien plus importante atteignant 60%.

Sur la masse de la graine on remarque qu'une constante est conservée entre les différentes matrices. Pour la présence-absence la masse des graines est plus élevée dans la classe moyennement urbanisée 1,15g alors que le milieu faiblement urbanisé a la moyenne la plus basse avec 1,10mg montrant des écarts qui semblent peu importants. Cependant pondéré par le recouvrement ce sont les espèces issues du milieu fortement urbanisé qui ont des graines en moyenne plus grosses avec 1,12mg le milieu faiblement urbanisé a une moyenne proche avec un peu moins de 1,10mg et le milieu moyennement urbanisé a la plus petite masse avec 0,95mg de moyenne. Enfin si on regarde seulement les espèces indicatrices on remarque que les espèces du milieu fortement urbanisé ont des graines de faible masse 200 μg alors que les graines du milieu faiblement urbanisé ont la masse la plus importante des trois classes d'urbanisations avec 1,4mg.

Si on observe la taille maximale des plantes on constate que quel que soit le système pris on observe une certaine tendance avec la taille des plantes et la classe d'urbanisation. En effet la taille maximale des plantes de la classe fortement urbanisée est plus élevée que celles des autres classes notamment le milieu faiblement urbanisé. Avec les espèces pondérées par le recouvrement on obtient quasiment une constante, avec la taille maximale dans la classe fortement urbanisée de 350mm, un peu moins pour les classes moyennement urbanisées (moins de 300mm) et encore moins pour la classe faiblement urbanisée ($\approx 225\text{mm}$). On peut donc déduire de ce graphique que la taille maximale de la végétation augmente avec le degré d'urbanisation. D'autant plus qu'avec les espèces prises en présence-absence ou les espèces indicatives on retrouve bien une taille beaucoup plus importante pour la classe d'urbanisation élevée.

IV. Discussion

1) Protocole

Pour les données de 2014, 180 sites ont été échantillonnés avec 4 micro-habitats mais au final seul 177 furent considérés dans les analyses, soit une surface 3520 m² qui ont été inventoriées, ce qui représente une surface tout de même importante. L'indice de Shannon-Weaver a montré que le cortège floristique entre chaque quadra est semblable au sein du même micro-habitat et classe d'urbanisation. La surface utilisée (5m²) pour les relevés a été suffisamment grande pour ne pas avoir un effet quadra dans les analyses.

Pour les friches relevées durant ma présence 50 sites ont été faits avec un total de 736 quadras de 1m² donc 736 m² dont 242 pour des friches situées en zones urbanisées 284 en zones moyennement urbanisées et enfin 210 en zones faiblement urbanisées. Mais comme une marche approfondie a été réalisée sur chaque friches on peut dire que la totalité de la surface de la friche a été finalement étudiée soit une surface de 14,78 hectares avec 15 friches pour les milieux très urbanisé, 9,38 hectares pour les moyennement pour 18 friches et 5,85 hectares pour les faiblement urbanisées avec 17 friches. De plus si l'on tient compte qu'il est probable que certaines espèces n'avaient pas encore commencées leur cycle de végétation ou l'avaient déjà terminé la richesse globale rencontrée est plus faible que la réalité. Enfin il est possible que le temps d'expertise de plus de 2 mois a pu provoquer un changement du cortège floristique moyen présent dans les friches c'est pourquoi une analyse statistique futur sera nécessaire pour observer ou non un changement en fonction du temps.



© Daniel BLOUIN



© Aurélien SAVOY

2) Une forte diversité

En fonction des villes.

Avec 273 espèces identifiées, on peut dire que l'ensemble des deux régions métropolitaines de Montréal et de Québec possèdent une diversité floristique élevée pour les faibles superficies étudiées. Si on compare cette étude avec celle réalisée à Strasbourg où 250 espèces ont été identifiées sur plus de mille placettes sur voies ferrées (Hoff, 2012.). Alors que l'étude dirigée sur Paris a identifiée 530 espèces différentes sur friche, pieds d'arbres, bord de route et de cours d'eaux, cimetière et bois pour

un peu plus de 800 relevés sur toute l'agglomération de Paris (Clergeau and Blanc, 2013). Malgré tout dans notre étude qui ne s'est intéressée qu'à un type assez particulier de micro-habitats, le nombre d'espèces rencontrées, 154 pour Montréal et 230 pour Québec, reste des valeurs vraiment importantes pour la surface d'étude réalisée.

Il existe également une forte diversité floristique entre la ville de Montréal et de Québec, en effet 76 espèces de plus ont été identifiées dans la ville de Québec soit la moitié des espèces de la ville de Montréal, on peut être étonné d'une telle différence entre ces deux villes malgré les faibles distance qui les sépare et le peu de différences climatiques entre les deux zones.

D'autant plus que la moyenne d'espèces par quadrat varie peu en fonction de la date du relevé. Il n'est cependant pas impossible qu'il y est un effet non négligeable des observateurs, car les équipes travaillant à Montréal et à Québec n'ont pas été les mêmes. Mais il est aussi tout à fait possible d'avoir une telle différence de diversité entre ces deux villes, la ville de Montréal étant plus grosse et surtout plus touristique la végétation a pu plus rapidement s'homogénéiser supprimant ainsi des espèces encore présentes à Québec (Llados et al., 2004), il y a d'ailleurs bien une plus grosse propension d'espèces exotique à Montréal.

En fonction des différents habitats.

Si on s'intéresse maintenant aux différentes classes d'urbanisations, au vue des différents indices de diversités les flores sont finalement assez semblables. De plus la richesse spécifique ne semble pas être influencée par le gradient d'urbanisation ou du moins nous n'avons pu le mettre en évidence que ce soit avec les deux villes prises ensemble ou juste sur la ville de Montréal. Par ailleurs à Montréal la richesse spécifique semble quasiment identique entre les différentes classes d'urbanisations, alors qu'à Québec la classe fortement urbanisée possède une richesse spécifique en moyenne plus importante, avec toutefois aucune différence significative ressortie de l'Anova, même si on peut remarquer que sur la moyenne des deux villes, le milieu fortement urbanisé possède la richesse spécifique la plus importante. On peut donc déduire, sans toutefois avoir des valeurs significativement différentes, qu'une pression d'urbanisation plus élevée entraîne une augmentation de la richesse spécifique. Il pourrait d'ailleurs s'agir là de l'un des principaux problèmes de cette étude, à savoir l'imprécision des carrés de 1km² issu de la Nasa qui sont maintenant des données assez vieilles et globalement très imprécises pour ce genre d'études se déroulant sur une agglomération ou sur 1km les conditions peuvent être vraiment très différentes, mais c'est également pour cela que des données environnementales précises sur les sites ont été prises.

De même pour les micro-habitats, on note deux différences importantes entre les villes prises ensembles ou la ville seule de Montréal. Pour la ville seule de Montréal les richesses spécifiques varient peu, même si le micro-habitat clôture est celui qui possède la richesse spécifique la plus basse alors que le milieu haie est le micro-habitat avec une plus forte, bien que légère, diversité en plantes vasculaires. Les haies offrent bien en général une hétérogénéité d'habitat plus importante et de ce fait des milieux souvent plus favorables à détenir une plus grande diversité (Lundholm, 2009 et Venail, 2010). Pour les deux villes prises ensemble on remarque que les micro-habitats pied de mur et clôture ont tous les deux une richesse plus faible que les deux autres laissant à penser que ces milieux ont des conditions plus semblables quel que soit la ville limitant l'apparition de nouvelles espèces par rapport aux deux autres. Cependant même si quelques différences significatives se trouvent entre les micro-habitats ces différences varient en fonction des villes observées on ne peut donc pas tirer de généralités ici.

Sur le pool d'espèces.

Les révélés réalisés ont montrés que les 4 espèces les plus présentes (*Taraxacum officinale*, *Plantago major*, *Medicago lupulina* et *Trifolium repens*) durant cette étude appartiennent à 4 familles différentes (Astéracée, Plantaginacée, Fabacée et Oxalidacée) Il n'y a donc pas une seule famille qui est surreprésentée sur la totalité de la flore. On note également que ces 4 espèces sont très largement retrouvées dans les lieux incultes fortement perturbés (Muratet, 2006). Il est aussi assez étonnant de ne pas rencontrer une espèce de la famille des poacées dans les 10 espèces les plus fréquentes tant cette famille se retrouve facilement en milieu ouvert (Muratet, 2006, Meunier et al., 1998). De plus, on peut noter que le genre *Taraxacum* est très difficile à reconnaître, il n'est donc pas impossible que plusieurs espèces différentes ont été regroupées au sein de *Taraxacum officinale*. Enfin toutes les espèces les plus fréquentes sont bien des espèces que l'on retrouve facilement sur les bords de chemin ou lieux incultes (baseflor) ce qui correspond aux milieux étudiés sur des zones généralement à faible substrat et à stress important (piétinement, tonte...).



(Photos présent par l'équipe de terrain de l'été 2014)

Indice et diversité.

La diversité vue à travers l'indice de Hill est élevée pour toutes les différentes zones présent en compte à l'exception du micro-habitat «Pied de mur» qui possèdent un indice étonnamment faible si la ville de Montréal et de Québec sont présent ensemble. Cela pourrai s'expliquer du fait que les micro-habitats « pied de mur » sont des zones dont les caractéristiques environnementales sont très semblables quelle que soit la ville. Les perturbations liées au piétinement et surtout à l'entretien que ce soit par coupe systématique ou traitement phytosanitaire font de ce micro-habitat une zone où quelques plantes bien adaptées à ces conditions peuvent seulement se développer (Wittig and Becker, 2010). Les autres micro-habitats ou classe d'urbanisation ont des indices très proche de zéro signifiant une forte richesse spécifique. Il est en de même pour les indices de Simpson qui appuient bien une richesse floristique importante.

Pour l'indice de Sorensen les résultats obtenus nous montrent que les quadras au sein d'une même zone se révèlent assez différents les uns des autres principalement du fait que les espèces observées sont différentes alors que le nombre d'espèces moyen par quadra reste relativement identique. Les différentes classes d'urbanisations ou micro-habitats présentent aussi de fortes similitudes montrant que la flore des villes est surtout représentée par des espèces efficaces avec une large plasticité (Bossu et al., 2014) expliquant pourquoi les différents milieux sont si proche

floristiquement. A l'exception de la ville de Montréal et de Québec pour les raisons évoquées plus en avant.

3) Les espèces indicatrices

Pour la classe fortement urbanisée

Les espèces indicatrices du milieu fortement urbanisé sont aux nombres de 8 à savoir : *Acer Negundo*, *Festuca rubra*, *Solanum dulcamara*, *Rubus idaeus*, *Sorbus aucuparia* (Tableau 3) mais également *Lathyrus palustris*, *Quercus macrocarpa* et *Solanum ptychanthum*. Sur les 5 espèces les plus indicatrices 4 sont ligneuses et 5 sur l'ensemble des espèces indicatives, ce qui peut paraître étonnant sur des zones fortement urbanisées pour laquelle on supposerait trouver des contraintes favorisant la pousse des herbacées. Même si par exemple *Acer negundo* pousse facilement sur des lieux où il y a des tontes rases. De plus toutes ces espèces ont une forte préférence pour les milieux argileux avec une forte lumière (à l'exception du *Rubus idaeus*) et un fort taux d'humidité et pour la plupart sont favorisées par une matière organique riche (Téla botanica) qui peut encore ici être assez étonnant en ville.

Pour la classe faiblement urbanisée.

Les espèces indicatrices du milieu faiblement urbanisé sont : *Ambrosia artemissifolia*, *Asclepia syriaca*, *Digitaria ischaenum*, *Cirsium arvense*, *Melilotus albus*, *Campanula rapunculoides*, *Eragrotis minor*, *Geum aleppicum* et *Rumex triangulivalis*. Le point commun entre toutes ces espèces (Téla bonatica) est qu'elles préfèrent des zones très lumineuses, avec un climat chaud et sec, mais également un substrat plus argileux et riche en nutriment mais avec un niveau de matière organique assez pauvre.

Si on observe la plupart des conditions proposées par Téla-botanica on constate que les espèces des zones fortement et faiblement urbanisées partagent certaines affinités comme la salinité ou la température, ce qui est plutôt bon car ces plantes vivent dans des conditions qui restent en grande partie similaire, à savoir en écosystème urbain. Il s'agit ici vraiment de la matière organique (MO) dont la préférence varie beaucoup entre les zones fortement et faiblement urbanisées. Cette MO est plus important dans les zones fortement urbanisées alors qu'elle est faible pour les zones faiblement urbanisées.

Il n'est pas étonnant d'avoir moins d'espèces indicatives pour le milieu moyennement urbanisé (seulement trois à savoir *Stellaria media*, *Convolvulus sepium* et *Galium triflorum*) car il s'agit d'un niveau intermédiaire et toutes les caractéristiques peuvent se retrouver parfois dans les classes fortement ou faiblement urbanisées, ce sont les extrêmes qui sont plus facilement identifiable. (Jobin et al., 1996). D'ailleurs si on observe leurs affinités pour la matière organique, deux ont une préférence pour les milieux riches et l'autre pour les milieux pauvres tout comme leurs besoins en nutriment.

4) Sur les espèces

Les espèces exotiques ou indigènes.

Comme l'on montré les résultats on constate qu'on a plus de 50% d'espèces exotiques sur l'ensemble des données. Cependant ce qui est intéressant c'est la part de ces espèces dans les quadras si on observe leur recouvrement. La part des espèces exotiques occupe alors seulement 30% de la place des quadras ce qui représente une part vraiment minoritaire de l'espace.

La classe d'urbanisation élevée qui possède la plus grande richesse spécifique (sur le total des quadras) possède en contre partie la plus grosse part de recouvrement en espèces exotique même faible, par rapport aux autres classes d'urbanisations (graphique 5) c'est d'ailleurs la classe faiblement urbanisée qui possède le recouvrement le plus faible en espèce exotique. On peut en déduire que les zones fortement urbanisées entraînent une augmentation du recouvrement d'espèces exotique peut-être plus adapté aux conditions difficiles des zones fortement anthropique. (Anne, 2008, Maurel, 2010).

Les espèces rare ou invasive.

Pour les relevés effectués en 2014 tout aussi bien que ceux fait cet été aucune espèce rare n'a été identifiée dû à la disparition rapide de ces dernières en ville (Anne, 2008). A l'inverse plusieurs espèces invasives au Canada notamment au Québec ont été identifiées. *Reynouthria japonica* est le meilleur exemple d'espèces envahissantes mais nous avons également rencontré *Lythrum salicaria* et *Phragmites australis* et *Phalaris arundinaceae* (Nature action Québec) qui sont surtout des espèces en milieu humides et posent de très gros problème dans la province de Québec.



© Olivier pichard



© Manfred Heyde



Slichter 2013



© Clint Shock

(Dans haut à gauche à droite en bas, photo de *Reynouthria japonica*, *Lythrum salicaria*, *phragmites australis* et *Phalaris arundinaceae*)

5) Assemblage et traits fonctionnels.

Du faite du peu de donnée mises à disposition pendant le temps des analyses, pour les traits fonctionnels, je n'ai pas pu réaliser des analyses très poussées néanmoins les quelques résultats obtenus peuvent être interpréter. En fonction des traits observés les données sont très différentes. Pour commencer si on regarde la taille maximale on remarque que seul ce trait présente une constante à travers les trois graphiques. Les milieux fortement urbanisés ont des plantes en moyenne plus grande signifiant que ces zones et plus favorable ou « presse » les espèces à croitre d'avantage pour perdurer, soit due à une compétition à l'accès à la lumière plus important, soit par des sols plus riches en matières organiques comme l'ont montré les préférences des espèces indicatrices de cette zone. (Daynard and Muldoon, 1983, Vila et al., 2001).

Pour la masse moyenne des graines l'interprétation est plus compliquée car on ne retrouve aucune constante contrairement à la taille maximale. A son tour chaque zone urbanisée a sa masse de graine moyenne supérieure aux autres. Mais si on regarde surtout le graphique pondéré par le recouvrement qui est le plus représentatif de la réalité, c'est le milieu fortement urbanisé qui a les masse de graines les plus élevées juste devant le faiblement urbanisé. Ces informations prises seules n'ont peut-être pas un grand sens écologique mais si on s'intéresse en même temps au mode de dispersion on remarque que le milieu fortement urbanisé possède le plus d'espèces a dissémination strictement biotique encore plus si on considère les espèces pouvant à la fois se disséminé de manière biotique et abiotique. Alors que le milieu faiblement urbanisé qui avais la masse des graines la plus faible possède le pourcentage de dissémination biotique et biotique/abiotique le plus faible également. Ce qui a du sens car les graines plus légères sont en règle général plus facile à déplacer de manière abiotique que ça soit par le vent ou l'eau. (Thomson et al., 2011). Même si encore une fois le manque d'informations notamment pour le mode de dissémination rend l'interprétation de ces résultats plus que difficile.

Appliquer à nos milieux cela signifie que les milieux surtout faiblement urbanisés ont plus de dissémination biotique ce qui pourrait sembler logique, mais dans ce cas le milieu fortement urbanisé aurait encore moins de dissémination biotique que le milieu moyennement urbanisé. On observe bien avec cet exemple quelque chose qui est différent de l'effet d'urbanisation, il y a donc des effets plus importants qui modifient bel et bien le cortège floristique, à la fois au niveau de la richesse spécifique mais également sur la diversité fonctionnel.

Conclusion

Pour commencer avec ce stage j'ai eu des nouvelles difficultés auquel je n'avais jamais dû faire face, la première étant d'effectuer un travail approfondie sur un jeu de données qui avait été réalisé par d'autres équipes qui ne participaient plus aux projets. Autres difficulté et de réaliser un travail de terrain pour un jeu de données qui reste bien sûr dans la continuité du projet mais que je n'ai malheureusement pas put intégrer par manque de temps à mon rapport.

Cependant, on peut rappeler que le principe de ce stage était d'observer si on pouvait mettre en évidence des différences entre les divers types d'habitats et on peut affirmer maintenant que la végétation et en effet bien modifiée à la fois par le type d'habitat mais également par la classe d'urbanisation. Même si cela n'est pas forcément visible si on ne s'intéresse uniquement qu'à la richesse spécifique, le cortège floristique la composant est bel et bien modifié comme a pu le montrer par exemple l'Indval. Pour les espèces exotiques nous avons été assez étonnés de voir que même si elles représentaient une part importante des espèces inventoriées, sur le recouvrement la forte majorité des plantes vasculaires sont des plantes indigènes, on ne retrouve donc pas une dominance

des espèces exotiques. Enfin sur l'homogénéisation fonctionnelle n'ayant pas pu réaliser tous les tests approfondies sur les différents traits fonctionnels, il est très difficiles de répondre clairement tant les constantes environnementales et biotiques varient entre les milieux et micro-habitats.

Une des difficultés principale de ce projet sera de savoir quel sont le principaux facteur de sélection aux seins des villes. S'il s'agit de l'urbanisation qui induit un changement du cortège floristique ou d'autres facteurs comme l'occupation passée des sols ou la fréquence des tontes par exemple.



©Aurélien SAVOY

Bibliographie :

- Anne, B., 2008. Actualité de la recherche en écologie des communautés végétales - Actes du 4e colloque ECOVEG. Lavoisier.
- Bigirimana, J., Bogaert, J., De Cannière, C., Bigendako, M.-J., Parmentier, I., 2012. Domestic garden plant diversity in Bujumbura, Burundi: Role of the socio-economical status of the neighborhood and alien species invasion risk. *Landsc. Urban Plan.* 107, 118–126. doi:10.1016/j.landurbplan.2012.05.008
- 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. *Landsc. Urban Plan.* 129, 12–21. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.05.002
- Celesti-Grapow, L., Pyšek, P., Jarošík, V., Blasi, C., 2006. Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. *Divers. Distrib.* 12, 490–501. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00282.x
- Chocholoušková, Z., Pyšek, P., 2003. Changes in composition and structure of urban flora over 120 years: a case study of the city of Plzeň. *Flora - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 198, 366–376. doi:10.1078/0367-2530-00109
- Clergeau, P., Blanc, N., 2013. Trames vertes urbaines De la recherche scientifique au projet urbain. Paris, Éditions du Moniteur.

- Communauté métropolitaine de Montréal, Statistique Canada, Institut de la statistique du Québec, Société canadienne d'hypothèques et de logement, Agence métropolitaine de transport, Conference Board du Canada, Port de Montréal, Aéroport de Montréal
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., Steege, H. ter, Morgan, H.D., van der Heijden, M.G.A., Pausas, J.G., Poorter, H., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 51, 335–380.
- Daynard, T.B., Muldoon, J.F., 1983. Plant-to-plant variability of maize plants grown at different densities. *Can. J. Plant Sci.* 63, 45–59.
- DeCandido, R., 2004. Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay Park, 1947–1998. *Biol. Conserv.* 120, 129–136. doi:10.1016/j.biocon.2004.02.005
- DeCandido, R., Calvanese, N., Alvarez, R.V., Brown, M.I., Nelson, T.M., 2007. The Naturally Occurring Historical and Extant Flora of Central Park, New York City, New York 1857–2007. *J. Torrey Bot. Soc.* 134, 552–569. doi:10.3159/07-RA-002.1
- Discours introductif de Ahmed Djoghlaïf, secrétaire exécutif de la convention sur la diversité biologique, session d'ouverture de la 10^e conférence des Parties à Nagoya, 2010/10/18
- Garnier, E., Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., Toussaint, J.-P., 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Ecology* 85, 2630–2637. doi:10.1890/03-0799
- Gazette officielle du Québec, 3 janvier 2014, Décret 1060-2013 concernant la population des municipalités décrétées pour l'année 2015
- Grapow, L., Blasi, C., 1998. A comparison of the urban flora of different phytoclimatic regions in Italy. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 7, 367–378. doi:10.1046/j.1466-822x.1998.00304.x
- Groffman, P.M., Cavender-Bares, J., Bettez, N.D., Grove, J.M., Hall, S.J., Heffernan, J.B., Hobbie, S.E., Larson, K.L., Morse, J.L., Neill, C., Nelson, K., O'Neil-Dunne, J., Ogden, L., Pataki, D.E., Polsky, C., Chowdhury, R.R., Steele, M.K., 2014. Ecological homogenization of urban USA. *Front. Ecol. Environ.* 12, 74–81. doi:10.1890/120374
- Hendry, G.A., Grime, J.P., 1993. *Methods in Comparative Plant Ecology: A Laboratory Manual*. Springer Science & Business Media.
- Hoff, M., n.d. La végétation de Strasbourg urbain. 2012.
- Jobin, B., Boutin, C., DesGranges, J.-L., 1996. Habitats fauniques du milieu rural québécois: une analyse floristique. *Can. J. Bot.* 74, 323–336.
- Johnson, A.L., Tauzer, E.C., Swan, C.M., 2014. Human legacies differentially organize functional and phylogenetic diversity of urban herbaceous plant communities at multiple spatial scales. *Appl. Veg. Sci.* n/a–n/a. doi:10.1111/avsc.12155
- Knapp, S., Kühn, I., Stolle, J., Klotz, S., 2010. Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 12, 235–244. doi:10.1016/j.ppees.2009.11.001
- 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.
- Kowarik, I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ. Pollut.*, Selected papers from the conference Urban Environmental Pollution: Overcoming Obstacles to Sustainability and Quality of Life (UEP2010), 20-23 June 2010, Boston, USA 159, 1974–1983. doi:10.1016/j.envpol.2011.02.022
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305. doi:10.1890/08-2244.1
- Lavoie, C., Saint-Louis, A., Guay, G., Groeneveld, E., 2012. Les plantes vasculaires exotiques naturalisées : une nouvelle liste pour le Québec. *Nat. Can.* 136, 6. doi:10.7202/1009237ar

- Lavorel, S., Díaz, S., Cornelissen, J.H.C., Garnier, E., Harrison, S.P., McIntyre, S., Pausas, J.G., Pérez-Harguindeguy, N., Roumet, C., Urcelay, C., 2007. Plant Functional Types: Are We Getting Any Closer to the Holy Grail?, in: Canadell, J.G., Pataki, D.E., Pitelka, L.F. (Eds.), *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, Global Change — The IGBP Series. Springer Berlin Heidelberg, pp. 149–164.
- Li, D., Waller, D., 2015. Drivers of observed biotic homogenization in pine barrens of central Wisconsin. *Ecology* 96, 1030–1041. doi:10.1890/14-0893.1
- Llados, S., Chauvel, G., Cheroux, M., 2004. Inventaire des mauvaises herbes dans 44 villes françaises : Mieux connaître la flore urbaine, sa diversité et les facteurs qui l'influencent pour mieux la gérer : Végétaux d'agrément. *Phytoma- Déf. Végétaux* 12–15.
- 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. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 8, 69–81. doi:10.1016/j.ppees.2006.07.001
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112–118. doi:10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x
- Maurel, N., 2010. De l'introduction à l'invasion : les plantes exotiques en milieu urbain. Paris, Muséum national d'histoire naturelle.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E., Westoby, M., 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends Ecol. Evol.* 21, 178–185. doi:10.1016/j.tree.2006.02.002
- McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biol. Conserv.*, Urbanization 127, 247–260. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.005
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14, 450–453. doi:10.1016/S0169-5347(99)01679-1
- Meunier, F., Gauriat, C., Verheyden, C., Jouventin, P., 1998. Vegetation of motorway verges: influence of extensive management and adjacent habitats [WWW Document]. URL <http://hdl.handle.net/2042/54888>
- Muratet, A., 2006. Diversité végétale en milieu urbain : l'exemple des Hauts-de-Seine. Paris 6.
- 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. doi:10.1007/s10021-007-9047-6
- Pyšek, P., Chocholousková, Z., †Pyšek, A., Jarošík, V., Chytrý, M., Tichý, L., 2004. Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. *J. Veg. Sci.* 15, 781–788. doi:10.1111/j.1654-1103.2004.tb02321.x
- Ricotta, C., Bacaro, G., Marignani, M., Godefroid, S., Mazzoleni, S., 2012. Computing diversity from dated phylogenies and taxonomic hierarchies: does it make a difference to the conclusions? *Oecologia* 170, 501–506. doi:10.1007/s00442-012-2318-8
- 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. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2
- Sax, D.F., Gaines, S.D., 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends Ecol. Evol.* 18, 561–566. doi:10.1016/S0169-5347(03)00224-6
- Shipley, B., Vile, D., Garnier, É., 2006. From Plant Traits to Plant Communities: A Statistical Mechanistic Approach to Biodiversity. *Science* 314, 812–814. doi:10.1126/science.1131344
- 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, D.C., Nilsson, D.K., Randrup, D.T., Schipperijn, D.J. (Eds.), *Urban Forests and Trees*. Springer Berlin Heidelberg, pp. 281–323.

- Thomson, F.J., Moles, A.T., Auld, T.D., Kingsford, R.T., 2011. Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass: Dispersal distance and seed mass. *J. Ecol.* 99, 1299–1307. doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01867.x
- Tredici, P.D., 2010. Spontaneous Urban Vegetation: Reflections of Change in a Globalized World. *Nat. Cult.* 5, 299–315. doi:10.3167/nc.2010.050305
- Venail, P.A., 2010. Evolution expérimentale de la diversité en milieu hétérogène. Montpellier 2.
- Vila, B., Nicault, A., Vennetier, E.M., 2001. Influence de la densité des peuplements sur la croissance en hauteur et radiale de *Pinus sylvestris* L. en région méditerranéenne française, in: *Forêt Méditerranéenne*. Presented at the Journées d'études et d'information sur le pin sylvestre, Association Forêt méditerranéenne, pp. 65–74.
- 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. doi:10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x
- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon* 21, 213–251. doi:10.2307/1218190
- Williams, N.S.G., Morgan, J.W., McDonnell, M.J., McCarthy, M.A., 2005. Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban–rural gradient. *J. Ecol.* 93, 1203–1213. doi:10.1111/j.1365-2745.2005.01039.x
- 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 - Morphol. Distrib. Funct. Ecol. Plants* 205, 704–709. doi:10.1016/j.flora.2009.09.001

Site internet :

- Dufrêne, M., 2003. Méthodes d'analyse des données écologiques et biogéographiques : http://old.biodiversite.wallonie.be/outils/methodo/especes_indicatrices.htm : consulté le 15/05/15
- Nature action Québec : <http://nature-action.qc.ca/site/EVEE> : consulté le 16-07-2015
- Socioeconomic Data and Applications Center (sedac) : <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/wildareas-v2-human-influence-index-geographic> consulté le 12-05-2015
- Téla-botanica : <http://www.tela-botanica.org/site:botanique> consulté le 20-07-2015

Résumé

Malgré la perte de biodiversité qu'elles peuvent engendrer, les villes forment des nouvelles aires d'études avec de nouvelles conditions environnementales et filtres écologiques. Cela peut bouleverser certaines limites, comme la dissémination des différentes espèces dans laquelle l'Homme joue un rôle important. A travers cette étude, nous avons dans un premier temps établi un diagnostic floristique de la ville de Montréal et Québec en observant d'une part si la flore rencontrée diffère entre différent habitat, si cette flore est dominée par certaines espèces et si les espèces exotiques entraînent une homogénéisation biotique, et d'autre part si l'intensité de l'urbanisation influence également ces différents points.

Pour ce faire les données prises en 2014 sur différents types d'habitats des deux agglomérations ont été analysées et les friches des deux villes ont par la suite été inventoriées sans avoir été analysées. Plusieurs points ressortent : le nombre d'espèces inventoriées est important avec de grandes différences entre les villes de Québec et Montréal, les différents types d'habitats eux présentent bien des flores différentes mais des richesses spécifiques identiques. Alors que les espèces exotiques ne représentent que 30% de la flore sur la région de Montréal lorsque pondérées par le recouvrement. Enfin, on remarque que l'intensité d'urbanisé joue un rôle important sur la composition floristique mais n'entraîne pas une réelle homogénéisation plus importante sur les micro-habitats.

Cette étude n'est qu'un début et d'autres résultats restent encore à venir, surtout que les champs de recherche en écologie urbaine vont devenir de plus en plus importants au vu de l'importance grandissante des espaces urbains dans la vie des Hommes.

Despite the lack of biodiversity that they can induce, the cities create new areas of study with new environmental conditions and eco filter. They can disturb some limits such as the disappearance of different species in which mankind plays an important role. First, a floristic diagnosis of the cities of Montreal and Quebec was created in which it was observed if the flora differs depending on the habitat, if some species are dominating and if exotic species induce a biotic homogenization. The influence of the intensity of urbanization on those last parameters was also studied.

To do so, data collected in 2014 on the different types of habitat were analyzed and a list of wastelands was made. These results show an important number of different species that varies significantly between Quebec and Montreal. Different habitats induce different floras but specific species are identical from one place to another. Even if the exotic species recover 30% of the ground in Montreal. Finally, the importance of the intensity of urbanization on the flora composition was proven but it doesn't induce a homogenization more important on the micro-habitats.

This study is only the beginning and will need further investigation especially as the research in urban ecology will become more and more important given the growing importance of urban areas.